

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA EM ÁREA IRRIGADA COM EFLUENTE DE
FILTRO ANAERÓBIO**

Josiane Aparecida de Souza Vendemiatti

**UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL
SEÇÃO CIRCULANTE**

Campinas
2003

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA EM ÁREA IRRIGADA COM EFLUENTE DE
FILTRO ANAERÓBIO**


Josiane Aparecida de Souza Vendemiatti

Orientador: Prof. Dr. Antonio Roberto Siviero

Co-orientador: Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Dissertação de Mestrado apresentada à
Comissão de Pós-Graduação da Faculdade de
Engenharia Civil da Universidade Estadual de
Campinas, como parte dos requisitos para
obtenção do Título de Mestre em Engenharia
Civil, na Área de Concentração de Saneamento e
Ambiente

**Campinas, SP
2003**

Atesto que esta é a versão definitiva da dissertação/tese.	
12/08/04	
Prof. Dr.	
Matrícula	16 713

UNIDADE	BC
Nº CHAMADA	T/UNICAMP
	V552a
V	EX
TOMPO BC/	59600
PROC.	16-2117104
C	<input type="checkbox"/> X
PREÇO	11,00
DATA	14/09/2004
Nº CPD	

Bib id 321464

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

V552a

Vendemiatti, Josiane Aparecida de Souza

Avaliação físico-química e microbiológica da água subterrânea em área irrigada com efluente de filtro anaeróbio / Josiane Aparecida de Souza Vendemiatti. -- Campinas, SP: [s.n.], 2003.

Orientador: Antonio Roberto Siviero.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

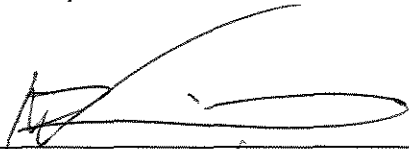
1. Águas subterrâneas ^{de} qualidade. 2. Águas subterrâneas ^{de} microbiologia. 3. Águas residuais como fertilizante. 4. Agricultura. I. Siviero, Antonio Roberto. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA
SUBTERRÂNEA EM ÁREA IRRIGADA COM EFLUENTE DE
FILTRO ANAERÓBIO**

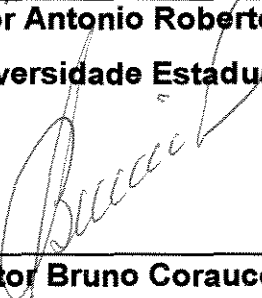
Josiane Aparecida de Souza Vendemiatti

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



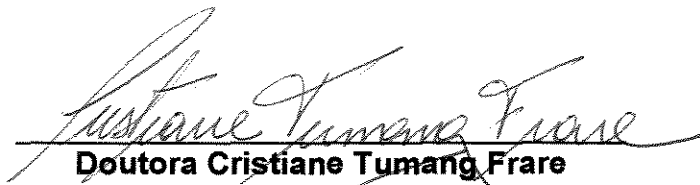
Prof. Doutor Antonio Roberto Siviero

Presidente e Orientador/ Universidade Estadual de Campinas/ UNICAMP



Prof. Doutor Bruno Coraucci Filho

Universidade Estadual de Campinas/ UNICAMP



Doutora Cristiane Tumang Frare

Universidade de São Paulo/ USP

Campinas, 01 de setembro de 2003.

DEDICATÓRIA

Ao meu esposo Celso, à minha filha Beatriz e
à minha mãe Fátima pelo amor e dedicação constantes.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Antonio Roberto Siviero pela amizade, orientação e enriquecimento deste trabalho.

Ao Professor Doutor Edson Aparecido Abdul Nour pela co-orientação e sugestões durante este trabalho.

Ao Professor Doutor Bruno Coraucci Filho, coordenador do Prosab – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, pelo incentivo e recursos financeiros na execução desta pesquisa.

Ao Professor Doutor José Roberto Guimarães, membro da Banca de Qualificação, pelas sugestões.

Aos membros da Banca de Dissertação, Doutora Cristiane Tumang Frare e Doutor Bruno Coraucci Filho pelas sugestões.

Ao Ricardo Stahlschmidt Pinto Silva pela amizade e colaboração neste trabalho.

Aos diretores Jayme Cheque Jr e Regina Lúcia de Oliveira Moraes pelo incentivo.

Aos ex-diretores do CESET, Maria Auxiliadora Marinho e Sandro Tonso pelo estímulo, amizade e concessão na utilização dos laboratórios de saneamento ambiental.

À minha mãe Fátima pelo amor e exemplo de vida.

Ao Celso pelo amor, compreensão e apoio nos momentos difíceis.

À Margarida e Antônio Vendemiatti pela serenidade e alegria de viver.

À minha família: Josephina, Muriel, Rosângela, Marecilda, João, Vinícius, Inalda, Fábio, Fábio Jr, Aloísio, Andréia, Leandro, Joseane Raquel, José e Vilma por compreenderem meus momentos de ausência.

Aos meus amigos Geraldo Dragoni Sobrinho, Ádria Caloto de Oliveira e Anjaina Fernandes de Albuquerque pelo auxílio nos trabalhos, companheirismo e carinho nos momentos difíceis.

A Paulo Soldara (Lagarto) pela amizade e colaboração nos trabalhos em campo.

Ao Paulo Rogério pela amizade e colaboração na execução das figuras.

Aos colegas de trabalho do CESET: Gilberto, Emerson, Ivonei, Reginaldo, Carlão, Profa. Cassiana, Profa. Maria, Profa. Angela, Prof. Joaquim, Sérgio, Ana, Rita, Irleny, Zezé, Regina, Luzia, Maria Júlia, Lenita, Rosa, Cláudia, Karina, Raimundo, Wander, Sílvio, Marcelo, André, Lima, Isabel, Silvana, Venâncio e amigos do COTIL, Chang, Edmilson e Kátia pelo apoio e momentos de descontração.

Aos funcionários, bolsistas e mestrandos do laboratório de saneamento: Cristiane, Paula, Bianca, Ronaldo, Letícia, Marisa, Aninha, Fabiana, Raquel, Sandra, Elizete, Tássia, Tatila, Andréia, Janaina, Marcus, Elgim (*in memoriam*), Davi, Silvana, Cláudia, Saulo, Adriano que de alguma forma colaboraram neste trabalho.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	xv
LISTA DE TABELAS	xix
RESUMO	xxiii
1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVOS	03
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
3.1 Efluente anaeróbio	05
3.2 Qualidade da água subterrânea	06
3.2.1 Ocorrência da água subterrânea	07
3.2.2 Zonas de infiltração	09
3.2.3 Fluxo da água subterrânea	10
3.2.4 Interação solo-água-ar	11
3.2.5 Parâmetros de qualidade da água subterrânea	14
3.2.6 Indicadores microbiológicos de poluição	14
3.2.7 Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	15
3.2.8 <i>Streptococcus faecalis</i> e <i>Enterococcus</i>	16
3.2.9 Bactérias heterotróficas	18

3.2.10 Aspectos físicos-químicos	20
3.2.11 Irrigação.....	24
3.2.12 Aplicação de efluente no solo	27
4 MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 Área experimental.....	31
4.2 Caracterização do solo.....	32
4.3 Preparo do terreno	32
4.4 Escolha da cultura	34
4.5 Efluente anaeróbio	34
4.5.1 Variáveis físicas e químicas monitoradas.....	35
4.5.2 Ensaio bacteriológicos.....	36
4.6 Sistema de irrigação	37
4.7 Poços de monitoração	38
4.7.1 Coleta das amostras de água.....	42
4.8 Monitoração da qualidade da água subterrânea	43
4.8.1 Meios de cultura	43
4.8.1.1 Água de diluição.....	44
4.8.1.2 Meio de cultura para Bactérias Heterotróficas	44
4.8.1.3 Meio de cultura para <i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>) para o ensaio presuntivo	45
4.8.1.4 Meio de cultura para <i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>) para o ensaio confirmativo	45
4.8.2 Metodologia para determinação de Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> pelo método substrato definido Colilert® utilizando cartelas Quanta-Tray®	46
4.9 Análise dos resultados	47

5. RESULTADOS e DISCUSSÃO	49
5.1 Efluente anaeróbio	52
5.2 Poços de monitoração	55
5.2.1 Turbidez e Cor	57
5.2.2 Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos	62
5.2.3 Cloretos e Salinidade	67
5.2.4 pH	72
5.2.5 Nitrato e Nitrito	75
5.2.6 Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	80
5.2.7 <i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>)	84
5.2.8 Bactérias heterotróficas	88
5.3 Comparação entre poços com pré-filtro de areia e pré-filtro de brita	91
6 CONCLUSÕES.....	95
7 RECOMENDAÇÕES	99
ANEXOS	101
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123
ABSTRACT	133

Lista de Figuras

3.1 Ciclo hidrológico	08
3.2 Lençol freático	09
4.1 Esquema de um bloco com parcelas de água e efluente	33
4.2 Parcela com sulcos de irrigação na área experimental	33
4.3 Estação piloto – conjunto de quatro filtros anaeróbios	35
4.4. Esquema da disposição dos poços na área experimental	39
4.5 Vista geral da proteção de tela de <i>nylon</i> na base	40
4.6 Poço de monitoração	41
4.7 Ilustração da seqüência de montagem dos poços	41
4.8 Esquema de coleta nos poços de monitoração	42
5.1 Resultados obtidos de turbidez nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	60
5.2 Resultados obtidos de turbidez nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	60
5.3 Resultados obtidos de cor nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	61

5.4 Resultados obtidos de cor nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	61
5.5 Resultados obtidos de condutividade elétrica nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	65
5.6 Resultados obtidos de condutividade elétrica nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	65
5.7 Resultados obtidos de TDS nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	66
5.8 Resultados obtidos de TDS nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	66
5.9 Resultados obtidos de cloreto nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	70
5.10 Resultados obtidos de cloretos nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	70
5.11 Resultados obtidos de salinidade nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	71
5.12 Resultados obtidos de salinidade nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	71
5.13 Resultados obtidos de pH nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	74
5.14 Resultados obtidos de pH nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	74
5.15 Resultados obtidos de íon nitrato nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	78

5.16 Resultados obtidos de íon nitrato nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	78
5.17 Resultados obtidos de íon nitrito nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	79
5.18 Resultados obtidos de íon nitrito nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	79
5.19 Log 10 de NMP de coliformes totais nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	82
5.20 Log 10 de NMP de coliformes totais nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	82
5.21 Log 10 de NMP de <i>Escherichia coli</i> nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	83
5.22 Log 10 de NMP de <i>Escherichia coli</i> nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	83
5.23 Log 10 de NMP de <i>Enterococcus</i> nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	87
5.24 Log 10 de NMP de <i>Enterococcus</i> nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	87
5.25 Log 10 de UFC de bactérias heterotróficas nos poços do cenário água comparados ao Poço 1	90
5.26 Log 10 de UFC de bactérias heterotróficas nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1	90

5.27 Bactérias heterotróficas em Log 10 de UFC/mL no Poço 10 de brita comparado ao Poço 11 de areia	93
5.28 Coliformes totais em Log 10 do NMP/100mL no Poço 10 de brita comparado ao Poço 11 de areia.....	93

Lista de Tabelas

3.1 Fatores que influenciam a sobrevivência das enterobactérias no solo.....	13
4.1 Análises físico-químicas e metodologias empregadas.....	36
4.2 Ensaio bacteriológico e metodologias empregadas	37
5.1 Coletas, precipitação pluviométrica e aplicações de efluente na 2º safra de milho	50
5.2 Coletas, precipitação pluviométrica e aplicações de efluente na 3º safra de milho	51
5.3 Características bacteriológicas do efluente anaeróbio.....	52
5.4 Características físico-químicas do efluente anaeróbio.....	54
5.5 Padrão de potabilidade para água de consumo humano – Portaria 1.469 (2000)	57
5.6 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis turbidez e cor.....	58
5.7 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis turbidez e cor	59
5.8 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos	63

5.9 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos	64
5.10 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis cloreto e salinidade	68
5.11 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis cloreto e salinidade	69
5.12 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável pH.....	73
5.13 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável pH	73
5.14 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para os íons nitrato e nitrito	76
5.15 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para os íons nitrato e nitrito	77
5.16 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	81
5.17 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para as variáveis coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	81
5.18 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável <i>Enterococcus</i>	85

5.19 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável <i>Enterococcus</i>	86
5.20 Resultados do teste estatístico da comparação entre poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável bactérias heterotróficas.....	88
5.21 Resultados do teste estatístico da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas de água e efluente anaeróbio para a variável bactérias heterotróficas	89
5.22 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 10 e Poço 11 nos períodos total, chuva e seca para todas as variáveis analisadas	92

RESUMO

Vendemiatti, Josiane Aparecida de Souza. Avaliação físico-química e microbiológica da água subterrânea em área irrigada com efluente de filtro anaeróbio. Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 2003. 134pág. Dissertação de Mestrado.

Os objetivos principais da aplicação de efluentes no solo são o pós-tratamento, a redução no uso de fertilizantes e suprimento de água em regiões de escassez. O manejo adequado deste sistema é fundamental para a proteção da qualidade da água subterrânea que em diversos locais, é utilizada como principal fonte de abastecimento, devido à deterioração da qualidade das águas superficiais. A presente pesquisa foi desenvolvida no município de Limeira/SP, e teve como objetivo principal monitorar a alteração da qualidade da água subterrânea de uma área agrícola utilizada como pós-tratamento de efluente de um reator anaeróbio. A área experimental foi dividida em blocos, com plantações de milho, e subdividida em parcelas irrigadas com água e efluente anaeróbio proveniente de filtros anaeróbios de fluxo ascendente com enchimento de bambu. O método de irrigação empregado foi de superfície, técnica de sulcos rasos. As lâminas hídricas aplicadas foram de 20, 40 e 60 cm, obedecendo a capacidade de campo do solo e a necessidade hídrica da planta. Na área experimental foram construídos onze poços de monitoração, distribuídos entre as parcelas de milho irrigadas com efluente e água. A disposição dos poços obedeceu ao sentido do fluxo da água subterrânea e a ordem crescente das lâminas hídricas. A qualidade da água subterrânea foi monitorada por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas dos

seguintes parâmetros: pH, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, salinidade, cloreto, nitrato, nitrito, quantificação de coliformes totais, *Escherichia coli*, *Streptococcus fecais* (*Enterococcus*) e bactérias heterotróficas. Em geral, a aplicação do efluente anaeróbio não influenciou de forma negativa na qualidade da água subterrânea monitorada. A precipitação pluviométrica pode acentuar os efeitos da contaminação por alguns elementos quando associada à aplicação do efluente no solo. Foi observado que mesmo no período de seca houve diferença significativa, para alguns parâmetros, entre as irrigações com água e efluente. O mesmo ocorreu na comparação entre o Poço controle e os poços das parcelas irrigadas com água e efluente para o mesmo período. Deve-se considerar que a irrigação por efluentes tem um grande potencial quanto ao fornecimento de nutrientes para o solo e planta além de suprir a necessidade de água para a agricultura. Contudo, são necessários o manejo adequado e a monitoração constante do sistema para minimizar os efeitos de contaminação no solo e no aquífero.

Palavras chave: qualidade de água, água subterrânea, microbiologia da água, pós-tratamento anaeróbio, efluente anaeróbio, agricultura.

1 INTRODUÇÃO

A dificuldade em satisfazer a demanda de água na agricultura, por meio de recursos convencionais como água superficial e água subterrânea tornaram indispensável o reuso de efluentes.

No Brasil, a disposição de efluentes no solo, tem se tornando uma prática cada vez mais rotineira. Apesar da ausência de critérios e legislação vigente dessa disposição, pesquisas realizadas nesta área auxiliam e orientam os atuais e novos usuários.

A aplicação de efluentes líquidos no solo tem como um dos objetivos principais propiciar uma forma de tratamento aos mesmos. A prática desta aplicação na agricultura é vantajosa porque pode reduzir e, em alguns casos eliminar, o uso de fertilizantes industrializados nas lavouras, além de suprir a alta demanda de água neste setor. Do ponto de vista ambiental, evita o lançamento destes efluentes nos rios.

O manejo adequado de um pós-tratamento de efluentes é extremamente importante quando se refere à proteção da água subterrânea, pois esta é fonte de abastecimento humano em pequenas comunidades rurais ou em locais onde as águas superficiais apresentam-se em estado avançado de deterioração.

É importante que a aplicação de efluentes no solo obedeça a critérios de projeto, operação e monitoração de maneira a não oferecer riscos à saúde dos trabalhadores envolvidos, aos consumidores dos alimentos e possíveis usuários da água subterrânea.

A aplicação de um efluente no solo sem um tratamento prévio não é muito aconselhável pois os riscos com contaminação são maiores. Dentre os diversos processos de tratamentos existentes, o processo anaeróbio quando comparado ao aeróbio, tem como principais vantagens a baixa produção de sólidos, baixo consumo de energia, não requerer grandes áreas, além de produzir biogás (dióxido de carbono e metano). Contudo a principal desvantagem do processo anaeróbio é a remoção insatisfatória de patógenos, e de nutrientes como fósforo e nitrogênio (Chernicharo, 1997). Essa desvantagem pode ser positiva para a agricultura, uma vez que a planta necessita de fósforo e nitrogênio para o seu desenvolvimento, justificando assim, a utilização desse efluente nestes sistemas.

A presente pesquisa foi desenvolvida em conjunto com a equipe de pesquisa da UNICAMP, Prosab – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico no município de Limeira/SP, onde foi avaliado no projeto, a eficiência do pós-tratamento, a eficiência agronômica, a concentração de metais potencialmente tóxicos na planta e a monitoração físico-química e microbiológica da água subterrânea. A cultura de milho, variedade AG-405, empresa Agrocere, foi a vegetação utilizada.

Deve-se considerar que a irrigação por efluentes tem um grande potencial quanto ao fornecimento de nutrientes para o solo e planta além de suprir a necessidade de água para a agricultura. Contudo, são necessários o manejo adequado e a monitoração constante do sistema para minimizar e se possível eliminar os efeitos de contaminação no solo e no aquífero.

2 OBJETIVOS

Os objetivos definidos para o presente trabalho foram subdivididos em gerais e específicos, descritos a seguir.

2.1 Objetivos gerais

Avaliar qual a influência na qualidade da água subterrânea, em uma área onde foi aplicado efluente anaeróbio para fins de tratabilidade e irrigação, utilizando uma cultura de milho, em um sistema de irrigação de superfície, técnica de sulcos rasos.

2.2 Objetivos Específicos

Avaliar a influência da irrigação na qualidade da água subterrânea local, no período de um ano, por meio de análises físico-químicas como pH, cor, turbidez, cloreto, condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos, nitrato e nitrito, além de parâmetros microbiológicos como coliformes totais, *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis* e bactérias heterotróficas;

Avaliar a influência da precipitação pluviométrica nos parâmetros analisados;

Comparar resultados de pré-filtro de brita e pré-filtro de areia dos poços de monitoração;

Comparar a qualidade da água analisada com a legislação vigente, Portaria 1.469 (2000), para consumo humano.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo foi dividido em duas partes principais: efluente anaeróbio, qualidade da água subterrânea.

3.1 Efluente Anaeróbio

O processo de digestão anaeróbia consiste, basicamente, na degradação biológica de substâncias orgânicas (proteínas, carboidratos e lipídeos) na ausência de oxigênio livre. A matéria orgânica é convertida e gera como produto final principalmente metano, dióxido de carbono e água (CAMARGO, 2000).

Segundo VON SPERLING (1996), o filtro anaeróbio de fluxo ascendente é basicamente uma unidade de contato, na qual os esgotos passam por uma massa de sólidos biológicos (biomassa) contidos no reator. Essa biomassa no reator pode ser de três formas: na forma de uma fina camada de biofilme aderido às superfícies do material suporte; na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do material suporte ou na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso, abaixo do material suporte.

3.2 Qualidade da Água Subterrânea

A água constitui um dos elementos fundamentais para a existência do homem. Suas várias utilizações, tais como abastecimento público, industrial e agropecuário, na preservação da vida aquática, na recreação e no transporte demonstra essa importância vital.

No Brasil, as águas subterrâneas constituem uma fonte importante de abastecimento, sendo que no Estado de São Paulo mais de 20.000 poços profundos e uma quantidade imensurável de poços escavados rasos fornecem água para abastecimento público, uso industrial e irrigação (NISHIHARA e ALABURDA, 1998).

A Resolução 20 - CONAMA, de 1986, caracteriza a água subterrânea como classe especial e de acordo com artigo 18 desta resolução, não são permitidos lançamentos de efluentes domésticos e industriais, lixo e outros resíduos sólidos, substâncias potencialmente tóxicas, defensivos agrícolas fertilizantes químicos e outros poluentes, que excedam a qualidade natural ou os padrões de potabilidade humana nos mananciais hídricos.

Uma vez contaminada, águas subterrâneas poderão ficar permanentemente perdidas. Um aquífero explorável é uma forma geológica permeável, e esta permeabilidade, que é uma característica hidrodinâmica de extrema importância, deriva de aspectos intrínsecos do tipo da rocha, ou de condicionantes secundários, como fraturação, dissolução e outros. Enquanto as zonas impermeáveis são obstáculos à progressão dos elementos condicionantes, os aquíferos, de maneira geral, podem ser afetados e transmitir a distância o agente contaminante (CETESB, 1997).

A poluição e a contaminação das águas subterrâneas provém das atividades humanas ou naturais. As fontes naturais são sais, ferro e manganês, flúor e arsênico, dentre outras, provenientes da formação geológica e condições climáticas. As principais formas de contaminação antropogênica são: urbana por meio de efluentes domésticos, lagoas de oxidação, aterros sanitários, saneamento *in situ*; industrial, por meio de

efluentes e derramamento de resíduos tóxicos; e agricultura, por meio de fertilizantes ou irrigação com efluentes (HAMMER, 1996 e ZAPOROZEC, 1998).

O desenvolvimento da agricultura proporcionou e ampliou a utilização de agrotóxicos e fertilizantes nas lavouras. Estes melhoram a qualidade da terra, fertilizando-a e conseqüentemente elevam a quantidade e a qualidade dos produtos agrícolas plantados nestas terras. A desvantagem é que estes agrotóxicos são lançados diretamente sobre a planta ou terreno, contaminando a terra, no caso do fertilizante, e toda planta desde a raiz até frutos, no caso do agrotóxico. Estes compostos podem alcançar e contaminar todo o lençol freático, a partir das águas pluviais que se misturam com o solo e as raízes das plantas, infiltrando e chegando na parte insaturada do aquífero ou até na parte saturada do mesmo (HAMMER, 1996).

3.2.1 Ocorrência da água subterrânea

A palavra aquífero remonta a uma origem latina, onde "Aqui" é uma forma combinada de "áqua" que significa água, e "fer" vem de "ferre" que significa suportar. Portanto um aquífero literalmente é um suporte de água (TODD, 1967). A hidrologia de águas subterrâneas pode ser definida como a ciência da ocorrência, distribuição e movimento da água abaixo da superfície do solo. O ciclo hidrológico pode ser observado na figura 3.1.

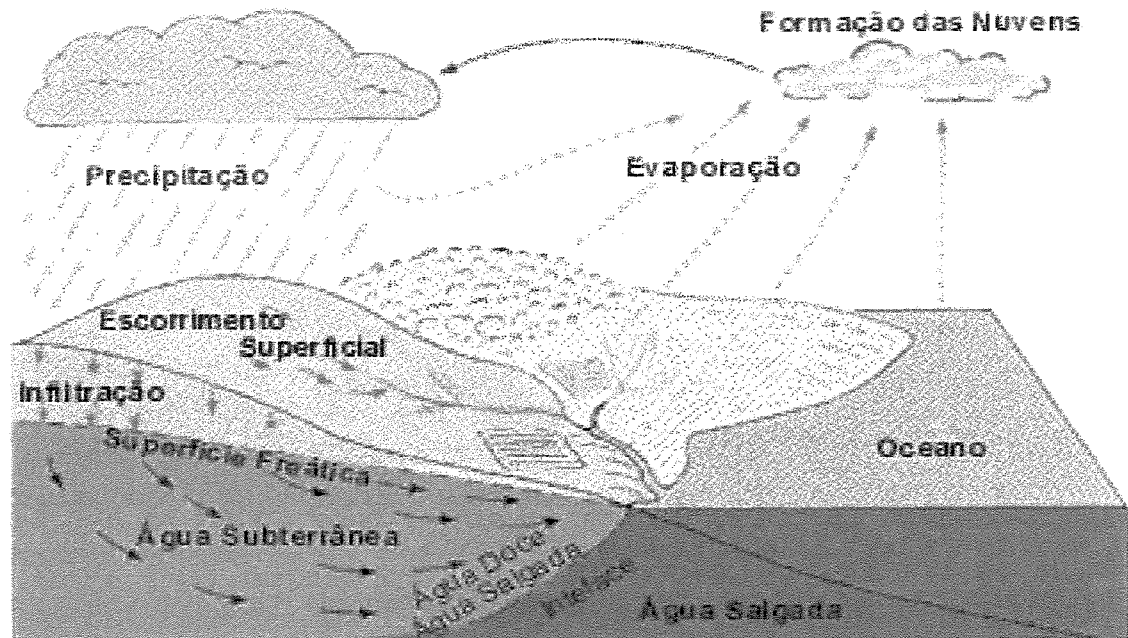


Figura 3.1 Ciclo hidrológico

Fonte: São Paulo (2003).

KARMANN (2001) classifica como água subterrânea toda água que ocupa os espaços vazios nas formações rochosas. A infiltração e o movimento da água no subsolo envolvem características das rochas e suas relações com as forças gravitacionais, atração molecular e tensão superficial.

A velocidade de infiltração da água, que depende da permeabilidade do solo ou rocha, é definida por CRÓSTA (2000) como a facilidade com a qual a água pode mover-se através do solo. Portanto, quanto maior a permeabilidade, maior a infiltração. A porosidade também é um fator importante no estudo da água subterrânea sendo definida como a capacidade de armazenamento da água no subsolo, ou seja, o número de espaços vazios em um determinado volume de solo.

3.2.2 Zonas de infiltração

Existem duas zonas distintas abaixo da superfície do solo, conforme apresentada na Figura 3.2. A zona de aeração também chamada de zona não saturada, a qual possui poros preenchidos por ar, com a água suspensa pela tensão superficial em uma película em torno das partículas de solo ou rocha. A parte superior desta zona é a zona solo-água, zona de raiz, da qual as plantas extraem a água por meio de suas raízes. A zona de saturação tem todos os poros preenchidos por água. A superfície que separa a zona de saturação da zona de aeração é chamada de lençol freático. A água abaixo do lençol freático, na zona de saturação, é chamada água subterrânea. Imediatamente acima do lençol freático está a zona de capilaridade onde o nível do lençol freático movimenta-se pela ação da capilaridade(CRÓSTA, 2000).

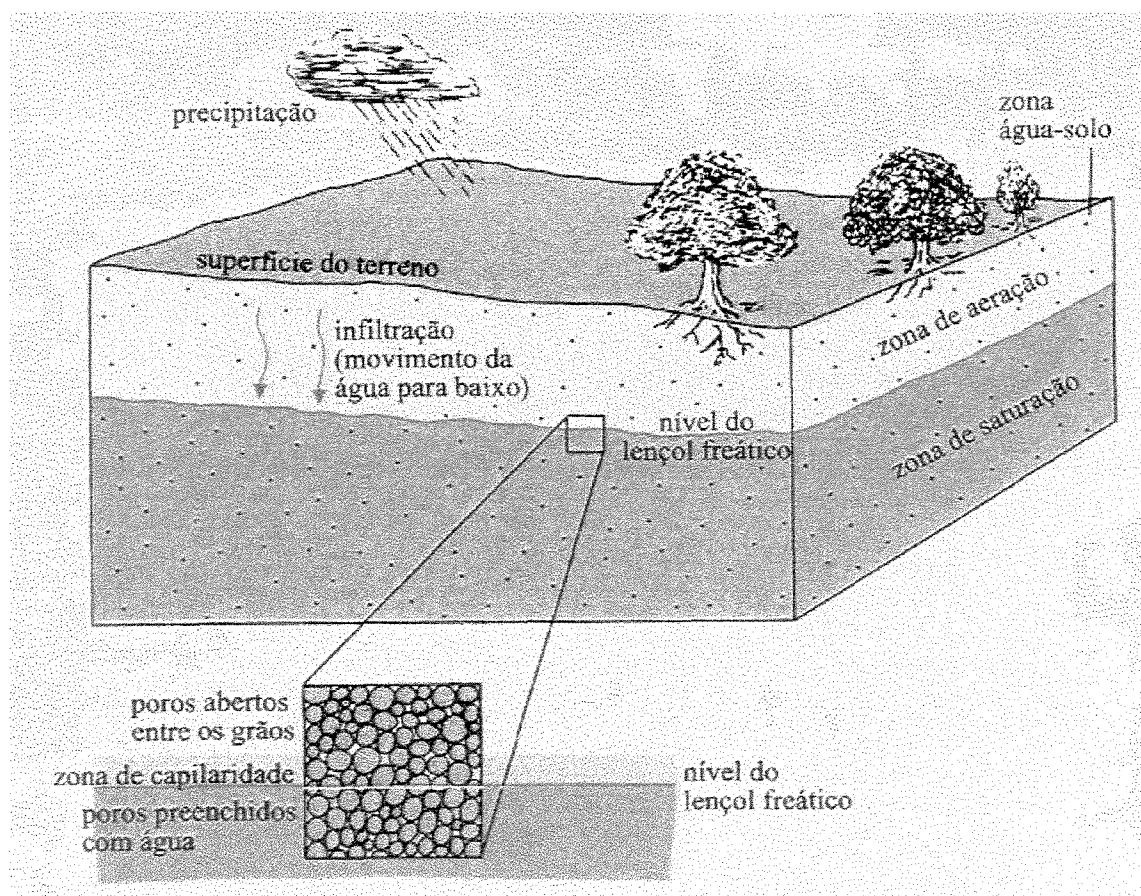


Figura 3.2 Lençol freático

Fonte: Crósta (2000).

3.2.3 Fluxo da água subterrânea

O lençol freático é o nível em que a água está em um poço e geralmente segue a superfície do terreno, subindo sob as montanhas e descendo sob os vales. Além da força gravitacional, o movimento da água subterrânea também é guiado pela diferença de pressão entre dois pontos, chamado de potencial da água ou potencial hidráulico (CRÓSTA, 2000).

O potencial hidráulico promove o movimento da água de pontos com alto potencial, nas cristas do nível freático, para zonas de baixo potencial, fundos de vales. A união de pontos com o mesmo potencial hidráulico em subsuperfície define as linhas equipotenciais do nível freático, semelhante à curvas de nível topográficas. O fluxo de água, partindo de um potencial maior para outro menor, define uma linha de fluxo, que segue o caminho mais curto entre dois potenciais diferentes, num traçado perpendicular (KARMANN, 2001).

O engenheiro hidráulico francês Henry Darcy, em 1856, estudou a influência da permeabilidade do subsolo e da viscosidade do líquido percolado no fluxo da água. Darcy mediu a vazão de água em um cilindro preenchido com material arenoso para diferentes gradientes hidráulicos. Para água subterrânea, o gradiente hidráulico indica a diferença de potencial entre dois pontos onde a velocidade de fluxo aumenta proporcionalmente ao desnível. Essa experiência resultou na conhecida Lei de Darcy relatada por CRÓSTA (2000), KARMANN (2001) e TODD (1967) como uma significativa contribuição para o estudo das águas subterrâneas. Segundo a Lei de Darcy, representada na Equação 3.1, "a quantidade de fluxo através do meio poroso é diretamente proporcional à perda de carga e inversamente proporcional ao comprimento do caminho de fluxo".

$$v = k \frac{h}{l} \quad (3.1)$$

onde:

v = velocidade média do movimento da água subterrânea (cm/h ou m/dia)

k = condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade (cm/h ou m/dia)

h = altura da água (m)

l = distância entre dois pontos (m)

3.2.4 Interação solo-água-ar

O solo participa ativamente da atenuação de muitos contaminantes da água subterrânea. O processo de atenuação continua em menor grau na zona não saturada, especialmente onde sedimentos não consolidados, em oposição a rochas fraturadas, pouco reativas, estão presentes. Tanto o solo como a zona não saturada são a primeira linha de defesa natural contra a poluição da água subterrânea. Isto ocorre não somente pela sua posição estratégica, mas também pelo ambiente mais favorável à atenuação e eliminação de poluentes e pela presença de grande quantidade de microrganismos (HIRATA, 2001).

A água na zona não-saturada movimenta-se, normalmente, de forma lenta, restrita aos menores poros. As velocidades, geralmente, não excedem a 0,2 m/dia em curtos períodos de tempo e menores para períodos mais longos. As condições químicas geralmente são aeróbias e freqüentemente em meio alcalino, permitindo a interceptação, sorção e eliminação de microrganismos patogênicos; a diminuição da carga de metais potencialmente tóxicos e outros químicos inorgânicos, por meio da precipitação (como carbonatos, sulfatos e hidróxidos), sorção e trocas iônicas e a sorção e biodegradação de muitos compostos orgânicos.

Tais processos continuam, em menor grau na zona saturada onde a redução das concentrações ocorre principalmente pela diluição, resultado da dispersão que acompanha o fluxo da água subterrânea, o que torna-se indesejável, pois transfere a contaminação para outros locais (HIRATA, 2001).

As bactérias representam a maior parte da população microbiana do solo, tanto em quantidade quanto em variedade. As bactérias do solo incluem formas esporulantes e não esporulantes de bacilos, cocos, vibriões e espirilos, variando consideravelmente de tamanho e forma, de respiração aeróbia e anaeróbia e de nutrição autotrófica e heterotrófica (PELCZAR *et al*, 1986).

A sobrevivência e a retenção de bactérias patogênicas no solo é determinada por três fatores importantes: o clima (temperatura e precipitação); natureza do solo (pH e matéria orgânica) e a natureza dos microrganismos. No solo ocorrem fenômenos físicos, químicos e biológicos tais como filtração, adsorção e trocas iônicas que diminuem a repulsão entre a partícula de solo e o microrganismo (BITTON e GERBA, 1945). Na Tabela 3.1 estão descritos os fatores que influenciam no tempo de sobrevivência das bactérias no solo.

Tabela 3.1 - Fatores que influenciam a sobrevivência das enterobactérias no solo.

Fator	Descrição
Umidade	Tempo de sobrevivência maior em solos mais úmidos ou períodos de chuva.
Capacidade de campo ou retenção específica	Tempo de sobrevivência menor em solos arenosos ou com baixa capacidade de campo.
Temperatura	Sobrevivência maior em temperaturas mais baixas; tempo de sobrevivência maior no inverno do que no verão.
pH	Tempo de sobrevivência menor em solos ácidos (pH 3 a 5) do que solos básicos.
Luz Solar	Diminui a sobrevivência no solo.
Matéria orgânica	Se há matéria orgânica presente, aumenta a sobrevivência no solo, podendo ocorrer crescimento.
Antagonismo da microbiota do solo	Maior chance de sobrevivência em solos estéreis.

Adaptado por BITTON e GERBA (1945)

O período de sobrevivência de bactérias nas águas subterrâneas deve ser maior que nas águas superficiais, devido principalmente a ausência de luz solar e pequena competição pelos nutrientes disponíveis. Ao contrário da zona não-saturada, nas águas subterrâneas, o antagonismo da microbiota natural praticamente inexistente, o que resulta em uma grande disponibilidade de nutrientes. As variações de temperatura também constituem fator importante na sobrevivência de bactérias entéricas na zona saturada (FERREIRA, 1999).

A aplicação de esterco animal no solo como fertilizante é um meio importante de reciclagem de nutrientes como nitrogênio e fósforo. GAGLIARDI e KARNIS (2000) estudaram os efeitos desta aplicação em diversos tipos de solos para coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas. O movimento das bactérias através do solo

foi comparado utilizando solos onde foi simulada a ocorrência de uma chuva intensa num curto período, solos com ocorrência de chuva constante e solos intactos. Os autores concluíram que os níveis de nitrogênio solúvel e bactérias no lixiviado estão correlacionados e que o nitrogênio solúvel fornece nutrientes e aumenta o tempo de sobrevivência das bactérias, favorecendo seu transporte.

O conhecimento destes fatores é de fundamental importância para o entendimento dos mecanismos de contaminação da água subterrânea garantindo sua qualidade para o consumo humano.

3.2.5 Parâmetros de qualidade da água subterrânea

A qualidade da água de consumo é determinada a partir de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, que são descritos na Portaria 1.469 (2000) do Ministério da Saúde, em substituição a antiga Portaria 36 GM (1990). Esses parâmetros são baseados no limite máximo de cada contaminante tolerável para o ser humano.

A água potável deve ser livre de microrganismos patogênicos incluindo vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

3.2.6 Indicadores microbiológicos de poluição

A análise microbiológica da água é uma das ferramentas utilizadas para determinar a sua potabilidade e avaliar os riscos para a saúde humana. O termo microrganismos indicadores refere-se a um tipo de microrganismo cuja presença na água é a evidência a mesma está poluída com material fecal de origem humana ou de outros animais de sangue quente (PELCZAR, 1986).

As principais características dos microrganismos indicadores são: estar presente em grande número no trato intestinal de humanos e animais de sangue

quente, ter períodos de sobrevivência maior que os microrganismos patógenos, devem ser facilmente detectáveis por técnicas laboratoriais padronizadas e não se desenvolver na água em condições naturais (OMS, 1995 e SCOTT, 2002). Dificilmente um organismo satisfaz todas as exigências de um indicador ideal, contudo, é preciso determinar aqueles que mais se enquadram nos critérios mencionados.

A *Escherichia coli* é o organismo utilizado como um indicador ideal de contaminação fecal (GELDREICH, 1996 apud SCOTT, 2002). Outras bactérias também tem sido sugeridas utilizadas como indicadores de contaminação, incluindo os *Streptococcus faecalis* e *Clostridium perfringens*. Ambas bactérias são habitantes normais do intestino grosso do homem e de outros animais de sangue quente (KARPISCAK, 2001). Os vírus também podem ser utilizados como indicadores de poluição, porém a sua detecção requer métodos mais elaborados (PELCZAR, 1986).

3.2.7 Coliformes totais e *Escherichia coli*

Os organismos do grupo coliforme são definidos como bacilos Gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás em 24 - 48 horas em temperatura de 35 °C. Nesse grupo são incluídos os gêneros: *Escherichia coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* (SANCHEZ, 1999).

A *Escherichia coli* pertence à família das enterobactérias e se caracteriza por possuir as enzimas β -galactosidase e β -glucuronidase. São capazes de se desenvolver numa temperatura entre 44 a 45 °C em meios seletivos, fermentam a lactose e o manitol liberando ácido e gás, e produz indol a partir do triptofano (OMS, 1995).

A detecção de coliformes totais e fecais pode ser feita por diversas metodologias, descritas em APHA (1998), como teste de presença-ausência, técnica de tubos múltiplos, técnica da membrana filtrante ou por substrato cromogênico.

No método do substrato cromogênico, a enzima β -glucuronidase da bactéria *E. coli* é capaz de clivar o substrato fluorgênico 4-metil-umberlifenil- β -d-glucoronídeo que gera fluorescência quando a amostra é exposta à luz UV de 365 nm. Para identificar os coliformes totais, a enzima β -galactosidase metaboliza o substrato o-nitrofenil- β -d-galactopiranosídeo havendo mudança da coloração da amostra de incolor para amarela (APHA, 1998 e ECKNER, 1998).

Estudos comprovam que o método do substrato cromogênico definido é rápido e confiável. FRICKER *et al*, (1997) comparou a metodologia de membrana filtrante e substrato cromogênico (Colilert® 18/24 horas e cartela QuantaTray®) em 7389 amostras de água potável. Os autores concluíram que a detecção foi similar para os três métodos e a quantificação pelo método cartela QuantaTray® comparado à membrana filtrante não apresentou diferenças significativas tanto para coliformes totais como para *E. coli*. O artigo ressalta também a vantagem do Colilert® não necessitar de teste confirmativo e ser apropriado para diversos tipos de águas.

ECKNER (1998) concluiu que o método de substrato cromogênico, Colilert®, teve estatisticamente uma performance melhor que os métodos tradicionais de membrana filtrante e tubos múltiplos, inclusive na detecção e quantificação de *Escherichia coli* em águas subterrâneas. Outra vantagem, segundo o autor, foi o tempo de redução da análise.

3.2.8 *Streptococcus faecalis* e *Enterococcus*

As bactérias do grupo estreptococos são cocos Gram-positivos, geralmente ocorrendo aos pares ou em cadeias curtas e apresentam reação negativa na prova da catalase. Possuem capacidade de hidrolizar esculina e de crescerem à temperatura de 45 °C, na presença de sais biliares na concentração de 40%, em massa/volume (SANCHEZ, 1999).

As bactérias do grupo *Streptococcus faecalis* consiste em espécies do gênero *Streptococcus* incluindo *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium*, *S. bovis*, *S. equinus* e *S. gallinarium* presentes no trato intestinal de animais de sangue quente. O *S. faecalis* e o *S. faecium* ocorrem com mais frequência e densidade em fezes humanas do que outras espécies, enquanto o *S. bovis*, *S. equinus* e o *S. avium* são mais frequentes nas fezes de animais. O grupo *Enterococcus* é um subgrupo dos *Streptococcus* que incluem *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium* e *S. gallinarium* e são diferenciados por sua habilidade em crescer em meios salinos (6,5% massa/volume de cloreto de sódio), pH 9,6 e temperaturas que variam de 10 °C a 45 °C. O grupo *Enterococcus* é considerado como bom indicador para águas superficiais de recreação (APHA, 1998, KARPISCAK *et al*, 2001 e SCOTT *et al*, 2002). A OMS (1995) recomenda o uso de *Streptococcus faecalis* como indicadores suplementares de eficiência do tratamento uma vez que são mais resistentes que a *E. coli* e bactérias do grupo coliforme e raramente se multiplicam em águas contaminadas. Neste grupo, o *Streptococcus faecalis* variedade *liquefaciens* é uma variedade que não se restringe ao intestino do homem e outros animais de sangue quente, podendo estar associada à vegetação e a certos tipos de solos, o que para SANCHEZ (1999) significa uma limitação sanitária.

As principais vantagens da utilização de *Streptococcus faecalis* como indicadores, descritas por SANCHEZ (1999) são: o habitat normal destas bactérias é o trato intestinal humano e de outros animais homeotérmicos; normalmente não ocorrem em águas e solos de áreas não poluídas; sua presença indica contaminação fecal recente, pois não se multiplicam na água; sua presença está relacionada à sobrevivência de vírus, pois sua remoção do ambiente é menor comparado aos coliformes fecais; a identificação por espécie permite fornecer informações sobre a origem, humana ou animal.

Os métodos de detecção para *Streptococcus faecalis*, descritos em APHA (1998), são: técnica de tubos múltiplos e a técnica de membrana filtrante, os quais utilizam meios seletivos que permitem somente o crescimento de bactérias do grupo *Enterococcus*. A técnica de membrana filtrante é inadequada para amostras muito turvas devido ao rápido entupimento da membrana.

O crescimento em ágar azida bile esculina diferencia o grupo *Enterococcus* dos não-*Enterococcus*. A azida sódica impede o crescimento de bactérias Gram-negativas, devido à inibição do sistema citocromo bacteriano e redução da atividade da catalase. Os *Enterococcus* hidrolizam a esculina, havendo a formação da esculetina que reage com íon férrico do meio formando nas colônias um complexo marrom escuro (SANCHEZ, 1999; ALPHA BIOSCIENCES INC, 2002).

KARPISCAK *et al* (2001) estudou a eficiência na remoção de *Enterococcus* de uma estação de tratamento de efluentes de laticínios. Os *Enterococcus* foram determinados pela técnica de tubos múltiplos, utilizando o caldo azida dextrose como meio presuntivo e repicado para o meio ágar Bile-Esculin. Estimou-se a densidade de *Enterococcus* pela combinação de NMP (número mais provável) contida em APHA (1998). O sistema de tratamento consistia em separação de sólidos, lagoas anaeróbias seguido de tratamento aeróbio e células de "wetlands", sendo possível uma eficiência de remoção total de 99,9% de *Enterococcus*.

3.2.9 Bactérias Heterotróficas

A determinação da densidade de bactérias heterotróficas, ou bactérias totais, é importante para avaliar as condições higiênicas de poços, fontes, reservatórios, piscinas, sistemas de distribuição de água para consumo humano; a eficiência das etapas de um processo de tratamento de água; estimar a biomassa de bactérias presentes em corpos d'água e determinar as possíveis causas da deterioração da qualidade da água. As colônias podem formar-se em pares, cadeias ou células isoladas. A contagem padrão em placas é a medida do número estimado de bactérias expresso em Unidades Formadoras de Colônias/mL ou UFC/mL (CETESB, 1986).

Há três tipos de métodos para contagem de bactérias em placas: o método de "pour plate", o método "spread plate" e o método membrana filtrante (APHA, 1998). A técnica de "pour plate" envolve inoculação da amostra ao meio fundido, a técnica de "spread plate" consiste no espalhamento da amostra na superfície do meio de cultura

“spread plate” consiste no espalhamento da amostra na superfície do meio de cultura sólido e a técnica de membrana filtrante consiste em filtrar volumes conhecidos de amostras, com baixa turbidez, em uma membrana estéril de porosidade 0,45µm que ficará em contato com meio de cultura sólido (APHA, 1998; CETESB, 1986).

O controle da densidade de bactérias heterotróficas na água é de fundamental importância para determinar o grau de deterioração da mesma, uma vez que densidades elevadas de bactérias podem causar odores e sabores desagradáveis. Embora, a maioria das bactérias da flora normal da água não seja considerada patogênica, algumas delas podem atuar como patógenos oportunistas. Gêneros tais como *Pseudomonas* e *Flavobacterium* podem constituir risco à saúde dos pacientes debilitados em hospitais, berçários, creches etc. Outro fator importante é que quantidades elevadas de bactérias (acima de 1000 UFC/mL) inibem a detecção de coliformes devido à ação de *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Proteus*, *Bacillus*, *Actinomyces*, *Sarcina* e leveduras (CETESB, 1986).

FERREIRA (1999) realizou análises de bactérias heterotróficas, coliformes fecais e totais e *Streptococcus faecalis* para avaliar a qualidade da água subterrânea em uma área de disposição de efluentes domiciliares *in situ* onde o abastecimento de água era feito por poços rasos. Os resultados obtidos de *Streptococcus faecalis* não estiveram presentes em nenhuma das amostras coletadas. Todos os outros parâmetros bacteriológicos analisados por pelo autor apresentaram valores acima do permitido, tornando a água imprópria para consumo.

Em Québec, Canadá, VASSEUR *et al*, (1995) investigou a sobrevivência e o transporte de bactérias indicadoras do tipo coliformes totais, fecais e *Streptococcus faecalis* para avaliar a disposição de lodo em solo de floresta para fins de tratabilidade e fertilização. A sobrevivência das bactérias está relacionada a fatores tais como tipo de solo, umidade e nutrientes disponíveis, além do tipo de lodo aplicado. Os pesquisadores concluíram que em regiões mais frias a sobrevivência dos indicadores é maior, exceto para coliformes totais. Recomendaram que o acesso às áreas de aplicação seja restrito por um período de dois anos.

GABRIELI *et al* (1997) avaliou a eficiência de uma estação de tratamento de esgotos no aeroporto de Roma na Itália quanto à remoção de microrganismos patogênicos. Os microrganismos indicadores utilizados foram coliformes fecais, *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis*. Além de *Salmonella*, *Vibrio cholerae*, enterovírus e bacteriófagos. A redução média destes microrganismos, após desinfecção por cloração, foi de 96% para coliformes fecais, 92% para *E. coli* e 99% para *Streptococcus faecalis*.

3.2.10 Parâmetros físico-químicos

Além da contaminação por microrganismos patogênicos na água, outra preocupação relevante é a contaminação por compostos químicos, principalmente os de nitrogênio.

HIRATA (2001) reporta que entre os compostos inorgânicos, o ânion nitrato é o contaminante de ocorrência mais ampla em aquíferos. As fontes mais comuns deste contaminante são os sistemas de saneamento *in situ* (fossas e latrinas) e a aplicação de fertilizantes nitrogenados na agricultura. A grande preocupação ambiental associada ao ânion nitrato está no fato dele possuir grande mobilidade e persistência em condições aeróbias.

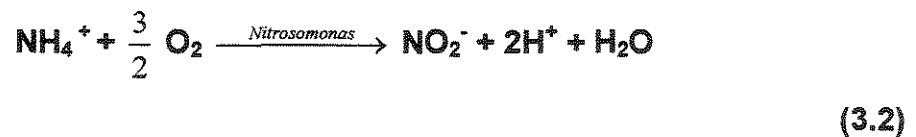
Na prática, a proporção de nitrogênio depositado no solo que será lixiviado é desconhecida, bem como a sua diluição e redução química, devido a vários processos que ocorrem na subsuperfície (HIRATA, 2001).

Segundo KENNEDY (1994), as reações bioquímicas do ciclo do nitrogênio ocorrem em sua maior parte na camada superficial dos solos. A utilização de técnicas agrícolas tem a capacidade de interferir nas fases deste ciclo.

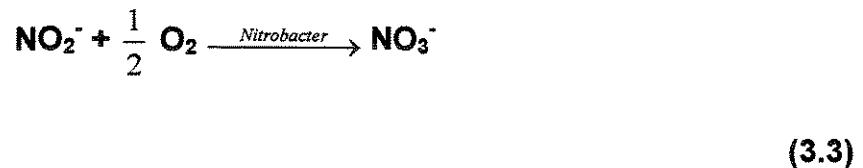
Na aplicação de efluentes e fertilizantes no solo, o potencial de nitrificação é a máxima capacidade da população bacteriana do solo em transformar nitrogênio

amoniaco ($\text{NH}_4\text{-N}$) em nitrato (NO_3^-) (FORTUNA *et al*, 2003). A nitrificação é de extrema importância na ciclagem de nutrientes, produtividade primária, tratamento de resíduos, qualidade das águas e atmosfera (BOCK *et al*, 1998).

Segundo METCALF e EDDY (1991) processo de nitrificação ocorre em duas etapas. Na primeira etapa, o íon amônio em presença de oxigênio é convertido ao íon nitrito pela ação das bactérias *Nitrosomonas* como segue a equação 3.2.



Na segunda etapa o íon nitrito, em presença de oxigênio, é convertido ao ânion nitrato pela ação das bactérias *Nitrobacter* conforme a equação 3.3.



O ânion nitrato, pode atuar comumente como receptor de elétrons e ser reduzido a N_2O , NO e N_2 , que são gasosos e podendo ser liberados no ambiente. Este processo, denominado desnitrificação é indesejável no ponto de vista agrícola, pois resulta na diminuição do nitrogênio do solo e conseqüentemente a falta de nutrientes para as plantas. Em sistemas de tratamento de efluentes o processo de desnitrificação é benéfico, porque converte nitrato a nitrogênio molecular diminuindo assim a quantidade de nitrogênio no meio (MADIGAN *et al*. 2000).

PELCZAR (1986) descreve o ciclo do nitrogênio onde o gás nitrogênio é convertido em amônio e então em aminoácidos, que são utilizados para a biossíntese de compostos orgânicos complexos contendo nitrogênio, como as proteínas. As proteínas são degradadas em compostos orgânicos mais simples, denominados peptídeos e aminoácidos, que são posteriormente convertidos em compostos nitrogenados inorgânicos, como em amônio, nitritos e nitratos. O ânion nitrato é

convertido em gás nitrogênio, completando assim o ciclo. Os microrganismos realizam um papel-chave em várias etapas, iniciando com a conversão do nitrogênio atmosférico em amônio.

A Portaria 1.469 (2000) estabelece o limite máximo de nitrato em águas de abastecimento em $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Para o nitrito o limite máximo em águas de abastecimento é de $1 \text{ mg NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

A EPA também estabelece a concentração máxima de nitrato permitida na água potável em $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esta disposição é baseada no limite de exposição para prevenção de metahemoglobinemia conhecida como a doença do bebê azul. Em adultos, os efeitos crônicos por meio da formação de nitrosaminas e nitrosamidas, substâncias carcinogênicas, não são reportados pela EPA (BITTON e GERBA, 1945).

NISHIHARA e ALABURDA (1998) estudaram na Região Metropolitana de São Paulo, no período de dezembro de 1994 a janeiro de 1997, uma série de 607 amostras de água de poços. Utilizando a Legislação Estadual Paulista (DECRETO 12.486, 1978) como referência, 7,6% das amostras apresentaram teores acima do permitido ($6 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$), por outro lado 4% estavam em desacordo com a Portaria 36 GM (1990), com concentrações acima de $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Os autores concluíram que apenas o ânion nitrato apresenta valor máximo permissível na legislação federal, enquanto que a estadual contempla os quatro compostos nitrogenados. Com base nos resultados da presença significativa desses derivados nas amostras analisadas, os quais comprometem a qualidade das águas e apresentam riscos potenciais à saúde humana, os autores sugeriram a sua inclusão na legislação federal.

SAMPAT (2000), destaca alguns problemas causados por ânions nitratos. Consumidos em altas concentrações podem causar metahemoglobinemia em crianças. Devido à sua baixa acidez gástrica, os sistemas digestivos infantis promovem em reação de oxidação-redução e convertem os nitratos em nitritos, bloqueando a capacidade portadora de oxigênio do sangue da criança e provocando a asfixia e morte. O íon nitrito oxida o ferro nas moléculas de hemoglobina, transformando-o de ferroso (Fe^{2+}) a férrico (Fe^{3+}). A metahemoglobina a partir daí produzida torna o sangue

incapaz de fixar de maneira reversível o oxigênio, o que resulta em uma anoxia e à morte se esta situação não for corrigida a tempo (FERREIRA, 1999).

Desde 1945 foram registrados mundialmente 3000 casos, geralmente ocorridos em poços particulares. Os rebanhos de ruminantes são vulneráveis a metahemoglobinemia de forma muito semelhante às crianças. Os nitratos também estão implicados no câncer do aparelho digestivo, embora o elo epidemiológico seja ainda incerto. Nas lavouras, o excesso de nitrato pode enfraquecer o sistema imunológico das plantas, tornando-as mais vulneráveis a pragas e doenças (SAMPAT, 2000).

Se for ingerido diretamente, o íon nitrito pode ocasionar metahemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor. (NISHIHARA e ALABURDA, 1998). O nitrito também pode estar relacionado ao câncer na reação com aminas e amidas para formar nitrosaminas e nitrosamidas. Estudos têm comprovado que a maioria destes compostos são cancerígenos em um grande número de espécies animais e muitos deles tem sido considerados mutagênicos (FRAZER *et al*, 1980, apud FERREIRA, 1999).

As concentrações elevadas de nitratos são encontradas freqüentemente em poços de pouca profundidade, em razão da deficiência de proteção destes e das proximidades de estábulos ou fossas sépticas. Outro fator importante de contaminação, provém da água de drenagem do produto da fertilização do solo e os despejos industriais de fertilizantes (BATALHA, 1993).

Outro fato importante, a ser considerado, é aumento da salinidade do solo e das águas subterrâneas, devido ao manejo inadequado da irrigação. Do total de água aplicada na cultura, uma parcela de 40 a 80% é utilizada. O restante se perde como escoamento superficial ou como infiltração abaixo da linha de raízes. Caso a infiltração seja excessiva, ocasionará uma elevação no nível freático do aquífero. Quando a água evapora do solo, deixa sais precipitados (HIRATA e VARNIER, 1998). Esses sais no solo elevam a pressão osmótica e diminui a possibilidade de água para as plantas, conseqüentemente, diminuem o rendimento da planta.

Vários textos reportados na área de agronomia tem sugerido o aumento nas taxas de aplicação de água para lavar os sais presentes no solo. De acordo com HIRATA e VARNIER (1998), este procedimento simplesmente transfere o problema para o aquífero e em médio prazo para o próprio rio, uma vez que são as águas subterrâneas através do fluxo de base que alimentam estas drenagens.

O manejo correto de uma prática agrícola, que implica no controle da irrigação e do uso de fertilizantes e agroquímicos, juntamente com o conhecimento adequado da hidráulica de aquíferos, permite minimizar problemas como a salinização de solos e águas e contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (HIRATA e VARNIER, 1998).

3.2.11 Irrigação

Embora a agricultura irrigada seja considerada hoje o mais avançado processo de produção, devido à sua crescente independência em relação aos regimes pluviais, é também uma prática bastante tradicional. Civilizações antigas, como os egípcios, árabes, assírios, babilônios, chineses e hindus, já usavam sistemas de irrigação com grande êxito, inclusive envolvendo as águas subterrâneas.

A irrigação pode ser obrigatória ou suplementar. Obrigatória, quando o clima ou a cultura determinam, ou seja, a precipitação é insuficiente na região ou a cultura é muito exigente em água. A irrigação é suplementar, quando a quantidade total de chuva no ano é suficiente, porém, a irregularidade das precipitações pode prejudicar o desenvolvimento da planta (VIEIRA, 1995).

O ato de molhar o solo não é garantia de irrigação, é necessário que a água seja aplicada de acordo com a capacidade de retenção de água do solo (capacidade de campo), escolha da cultura, clima e a distribuição uniforme da água no solo garantindo com isso a racionalização do uso da água na agricultura (VIEIRA, 1995).

Para a elaboração de um projeto de irrigação são necessárias algumas análises de campo e ensaios laboratoriais tais como levantamento topográfico, curva granulométrica do solo, curva característica da água do solo, capacidade de campo. Os principais métodos de irrigação são: aspersão, subterrânea, localizada e irrigação de superfície.

O método de irrigação por aspersão consiste na aplicação da água sobre a superfície do terreno sob a forma de chuva, dependendo do tipo de equipamento, sobre a copa ou sob a copa da cultura. A irrigação subterrânea é feita por meio de aplicação da água na subsuperfície do terreno sendo distribuída por capilaridade, podendo ser utilizado tubos perfurados ou porosos e por elevação do lençol freático. A irrigação localizada caracteriza-se pela aplicação da água diretamente sobre a superfície do terreno em pontos ou áreas isoladas de tal forma que a maior parte dessa superfície permanece seca. No método de irrigação de superfície, a água é aplicada diretamente no solo, distribuindo-se por gravidade e penetrando no perfil por infiltração. Os principais tipos de irrigação por superfície são: faixas, corrugação, taças, inundação e sulcos de infiltração (VIEIRA, 1995).

De acordo com OLITTA (1984), o método de sulco se adapta a todos os tipos de solo com boa capacidade de infiltração e baixa erodibilidade. Com relação à declividade, ainda que o funcionamento da irrigação seja mais eficiente em terrenos preferencialmente planos, pode ser utilizado em terrenos bastante inclinados, até 20%, necessitando-se adotar certas modificações na condução da água. Um dos principais motivos da aceitação deste método de irrigação é a facilidade na sistematização do terreno, além da formação de sulcos ser uma prática normal no preparo do solo para a maioria das culturas.

Deste modo, os custos de instalação e operação de um sistema de sulcos não são elevados, já que as vazões envolvidas são pequenas, constituindo, portanto um dos métodos de irrigação de menor emprego de capital que existem. Desde que bem projetado e bem manejado, o método de irrigação por sulcos proporciona uma excelente eficiência na aplicação de água (OLITTA, 1984).

Em contraste com o método de inundação, a irrigação por sulcos rasos não molha toda a superfície do solo, diminuindo assim a perda por evaporação, reduzindo a formação de crosta em solos pesados ou argilosos, apresenta velocidade de infiltração de 5 a 12 mm/h, tornando possível cultivar o solo mais cedo, após as regas (DAKER, 1988).

A qualidade da água de irrigação depende das substâncias que contém, do tipo de cultura a ser cultivada e dos elementos fertilizantes do solo. Águas extremamente puras não são as mais recomendáveis devido à rápida dissolução e mobilização dos nutrientes fertilizantes do solo, exigindo maior frequência de adubação. As águas com elevadas concentrações de cloretos podem ser nocivas a certos tipos de cultura, assim como águas de determinados resíduos industriais. As águas incrustantes, por sua vez, causam prejuízos quando chegam a formar crosta sobre o terreno. Águas contaminadas por elementos de esgoto são altamente nocivas para as plantas que são consumidas cruas, especialmente para as hortaliças (DAKER, 1987).

A Organização Mundial da Saúde – OMS em 1989 concluiu que o tratamento primário das águas que recebem esgotos sanitários é suficiente para a sua utilização na irrigação de culturas que não sejam de consumo humano direto. Quando utilizadas para irrigação de culturas de consumo direto, recomenda-se o tratamento secundário, desinfecção e filtração (NUVOLARI *et al*, 2003).

Não há no Brasil, legislação específica quanto aos padrões de qualidade de água para irrigação. A fixação destes padrões depende de fatores diversos tais como tipo de solo, cultura e o método de irrigação utilizado. De maneira prática utiliza-se os padrões fixados na Resolução 20 – CONAMA (1986), que estabelece a classificação de águas doces, salobras e salinas para todo território nacional em nove classes e respectivas finalidades de uso.

Desde 1950, a expansão da agricultura irrigada aumentou o uso da água subterrânea para irrigação. Os Estados Unidos utilizam 43% de água subterrânea para irrigação enquanto que na Índia ultrapassa 50%. No mundo todo, a irrigação representa cerca de 70% da água extraída de rios e poços a cada ano (SAMPAT, 2000).

No Brasil, a demanda de água para a agricultura chega a 70% da água tratada no País (USP, 2003). Na Itália, o consumo de água para a agricultura chega a 50% contra 20% para uso industrial, 20% uso doméstico e 10% para outros fins (BARBAGALLO, 2001).

Desta forma, as dificuldades em satisfazer a demanda cada vez maior de água tornaram o reuso de efluentes, uma prática indispensável.

3.2.12 Aplicação de efluente no solo

O crescimento populacional demanda um aumento na produção agrícola. O uso da água na irrigação, juntamente com a introdução de espécies de alto rendimento, a utilização de fertilizantes e agrotóxicos, tem permitido um grande rendimento das culturas. Embora, ocupando somente 17% das terras agrícolas do mundo, a lavoura irrigada produz 35% da produção mundial de alimentos. A necessidade cada vez maior de água para irrigação fez com que desde 1960 tenha havido um aumento de consumo de água em mais de 60% (HIRATA, 2001).

A distribuição irregular de água no mundo e a alta demanda por água na agricultura fizeram do reuso de efluentes uma prática rotineira, com critérios de projetos cada vez melhores, principalmente em regiões áridas e semi-áridas.

No México, na região do Mezquital Valley, a aplicação de efluente doméstico no solo é amplamente utilizada nas culturas de sorgo e trigo (GALLEGOS *et al*, 1999). No Kuwait, em 1989, 35,96% do esgoto produzido foi reusado na agricultura, 7,1% foi aplicado em áreas de paisagens e 56,94% foi lançado ao mar (VISWANATHAN, 1999).

No Nordeste brasileiro, LUCAS Filho *et al* (2000) realizaram experimentos em irrigação com efluente anaeróbio em cultura de milho. Com um projeto piloto utilizou-se “tabuleiro inclinado confinados” em um sistema de escoamento superficial, para avaliar a eficiência de pós-tratamento e produtividade. O módulo experimental apresentou boa

eficiência na remoção de demanda química de oxigênio (DQO) maior que 50%, carbono orgânico total (COT) maior que 60% e sólidos suspensos maior que 70%. A remoção de nutrientes (nitrogênio amoniacal e fósforo) apresentou remoção superior a 90%, enquanto que a remoção de coliformes fecais atingiu 90%. A produção de biomassa no tabuleiro irrigado com água residuária tratada em relação ao tabuleiro irrigado com água, foi da ordem de 17% a mais para a matéria verde e 24% para a matéria seca. Os autores concluíram que o reuso planejado de efluentes, além do controle de poluição, implica em economia de água e fertilizantes, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola. Portanto, torna-se vantajoso em regiões áridas e semi-áridas, com recursos hídricos limitados, onde há necessidade de se conservar as águas naturais de boa qualidade para usos mais restritivos.

O tratamento anaeróbio é de grande aplicabilidade na irrigação, pois possui baixa produção de sólidos e consumo de energia, não requer grandes áreas, produz biogás, porém, uma das suas desvantagens é a remoção insatisfatória de patógenos, e nutrientes como fósforo e nitrogênio (CHERNICHARO, 1997). Desta forma a concentração desses nutrientes no efluente anaeróbio pode ser vantajosa para a agricultura.

Os efluentes domésticos municipais possuem elevadas concentrações em carbono orgânico, cloreto, nitrogênio, sódio, magnésio, sulfato e alguns metais, além de concentrações variadas de microrganismos patogênicos. Destes compostos, os que apresentam os maiores riscos à água subterrânea são o nitrogênio e os microrganismos patogênicos (HIRATA, 2001).

Segundo HARUVY (1997), a utilização de efluentes pode manter a demanda na agricultura desde que mantido um plano de ação para otimização da irrigação e fertilização de modo a impedir a lixiviação de compostos como, por exemplo, o ânion nitrato.

FORERO (2002) recomenda algumas precauções para sistemas de irrigação com efluentes tais como:

- análise da qualidade do efluente em relação à cultura a ser utilizada e o tipo de solo;

- controle de substâncias tóxicas e detergentes não biodegradáveis na sua origem;
- dar preferência a solos alcalinos com alto teor de matéria orgânica para minimizar os efeitos de absorção de metais pesados pelas plantas ou a lixiviação dos mesmos;
- grau de tratamento deve ser adequado ao tipo de método de irrigação;
- para proteger a saúde dos consumidores a colheita deve ser feita entre 2 e 4 semanas após a última irrigação;
- eliminar a presença de moscas, mosquitos e odores;
- proteger a saúde dos trabalhadores com equipamentos de proteção e exames periódicos;
- sistema de irrigação deverá contar com dispositivos que permitam um bom manejo e dosificação;
- capacidade de armazenamento de efluentes para épocas de entressafra;
- evitar a erosão do solo e a irrigação em excesso o que causaria a contaminação da água subterrânea com nitratos e patógenos;
- contar com dispositivos de medição de vazão (canaletas parshall, vertedores);
- utilizar água de qualidade para a lavagem dos produtos antes de ser levado ao mercado;
- manter a higiene dos produtos durante toda a etapa de armazenamento, transporte e comercialização;
- monitoração da qualidade toxicológica e microbiológica dos produtos procedentes de irrigação com efluentes.

A aplicação de efluente em culturas de milho, arroz, tomate, forragem de aveia e alfafa tem proporcionado aumento na produção das culturas cultivadas em solo de baixa fertilidade, de reduzido teor de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio. Isto porque o reuso de esgoto doméstico favorece a vegetação devido às condições de abundância de nutrientes e água (CAMPOS, 1999).

A cultura do milho, por exemplo, normalmente irrigada em regiões áridas e semi-áridas, pode ser muito beneficiada pela irrigação suplementar ou compensadora (OLITTA, 1984).

De acordo com HARUVY (1997), o custo do uso de efluente na agricultura diminui quando se leva em conta a fonte de macronutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) que será utilizada pelas plantas, reduzindo assim o uso de fertilizantes químicos. A relação custo/benefício deste tipo de tratamento e fertilização deve incluir a saúde de trabalhadores e consumidores, além de impactos ambientais no solo e aquífero.

A irrigação em longo prazo, por efluentes domésticos, na agricultura proporciona um aumento na concentração de nutrientes para o solo. Esta prática pode aumentar os recursos de água para a agricultura, porém, é necessário um constante monitoramento da concentração de elementos potencialmente tóxicos e patógenos no solo, plantas e água subterrânea (YADAV *et al*, 2002).

Para FULLER e WARRICK (1988), a degradação de resíduos no solo pode ocorrer numa ampla faixa de pH, variando entre 5,5 a 8,5. A natureza do resíduo, a taxa de aplicação e a disponibilidade de oxigênio podem influenciar favorável ou desfavoravelmente os níveis de pH no ambiente. Frequentemente, a grande influência da variação do pH no solo sobre os microrganismos é devido a modificação na disponibilidade de nutrientes.

SIVIERO (1995) avaliou a influência da aplicação do resíduo líquido bruto de indústria cítrica no solo, por sulcos de infiltração, sobre bactérias, fungos, microrganismos aminolíticos e celulolíticos do solo, assim como alguns parâmetros físico-químicos e toxicidade na água de infiltração. Os dados da pesquisa indicaram a viabilidade de aplicação do resíduo no solo. No entanto, o autor recomenda que se estabeleça um rigoroso programa de manejo de irrigação com intervalo de aplicação do resíduo, entressafra, para que o solo possa estabelecer o seu equilíbrio físico, químico e biológico.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área experimental

A área experimental está situada no município de Limeira, o qual está localizado a 154 km da capital, na região sudeste do Estado de São Paulo. O município ocupa uma área de 597 km² e encontra-se a 567 m do nível do mar entre os rios Piracicaba e Mogi Guaçu, mais precisamente, na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba e na sub-bacia do Ribeirão Tatu, pertencendo ao sistema hidrográfico Tietê-Paraná.

O terreno utilizado para a realização do experimento possui uma área de 7978,07 m², fazendo divisa com a Estação de Tratamento de Esgotos Graminha (ETE Graminha) operada pela empresa Águas de Limeira, situado no Bairro Graminha.

Para a escolha da área experimental a praticidade de instalação do sistema de irrigação e o acesso ao efluente da Estação de Tratamento de Esgotos foram fatores determinantes.

Na área experimental foram realizados ensaios para caracterização do solo, o levantamento topográfico (Anexo A1) e determinação do sentido do fluxo da água subterrânea.

A determinação do fluxo do lençol foi definida pelo potencial hidráulico de poços perfurados na área experimental (Anexo A2 e A3).

4.2 Caracterização do solo

Os ensaios para caracterização do solo foram realizados pelo Laboratório de Hidrologia da Faculdade de Engenharia Civil da Unicamp. O solo foi classificado como franco argilo-arenoso, classe USDA (Anexo A4), capacidade de campo 13,1%, umidade crítica 8,5%, densidade global $1,74 \text{ g/cm}^3$, coeficiente de permeabilidade horizontal $3,2 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ e vertical $2,6 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ (SILVA, 2001).

4.3 Preparo do terreno

O terreno foi preparado para o plantio com aração e gradeamento mecanizado do solo. O pH inicial do solo era de 4,3. Para a correção do pH no solo, entre 6,5 - 7,5, foi adicionado calcário sendo necessário um período de descanso de 60 dias conforme recomendação de RAIJ *et al* (1996) em SILVA (2001).

A cultura de milho foi irrigada com efluente anaeróbio e comparado à irrigação com água em diferentes cargas hidráulicas.

O terreno contendo a cultura de milho foi dividido em três blocos, cada um contendo um cenário de água e outro de efluente, ambos com três profundidades de irrigação diferentes (h), denominadas parcelas apresentado na Figura 4.1.

No cenário água, o solo foi enriquecido com adubo químico, no cenário efluente, o solo permaneceu em seu estado natural apenas com adição de calcário.

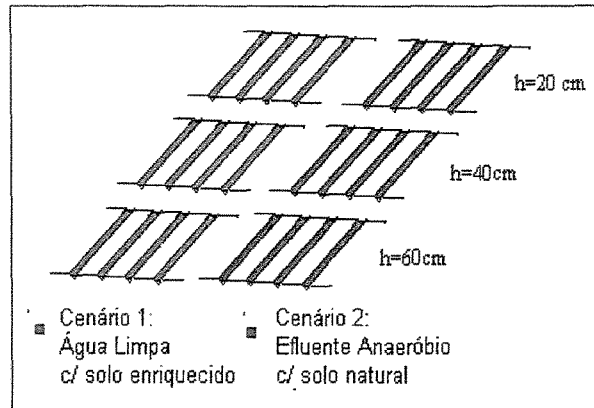


Fig. 4.1 Esquema de um bloco com parcelas de água e efluente

Cada parcela foi composta por quatro sulcos, nivelados, com 4 m de comprimento, espaçamento de 1 m entre as linhas de cultivo e com 1 m de bordadura. Na Figura 4.2 está ilustrada foto de um cenário da área experimental.

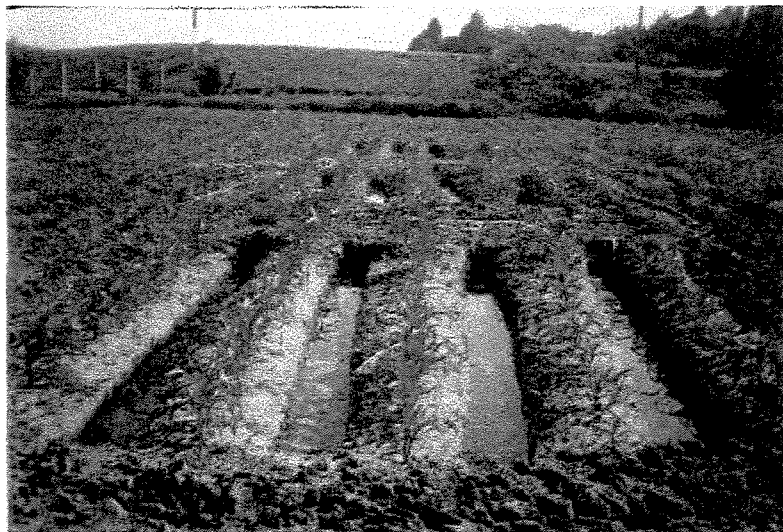


Figura 4.2 Parcela com sulcos de irrigação na área experimental

4.4 Escolha da cultura

A cultura utilizada foi a de milho, variedade AG-405, empresa Agrocere, correspondente a um milho híbrido, de ciclo precoce (SILVA, 2003).

Os principais motivos para a escolha do milho neste experimento foram: a possibilidade de plantio em duas safras no ano, sendo possível uma avaliação na época de seca e de chuvas; a planta não entra em contato com o efluente, evitando uma contaminação direta.

Segundo VIEIRA (1995) a cultura de milho necessita de uma carga hidráulica, lâmina hídrica, de 40 cm, perfil do solo onde está localizada 80% do sistema radicular da planta. A profundidade de irrigação corresponde ao perfil do solo que se deseja irrigar. As cargas hidráulicas definidas para este experimento foram de 20, 40 e 60 cm de modo a determinar qual a melhor carga quanto ao rendimento agrícola, maior consumo de efluente e menor impacto ambiental.

4.5 Efluente anaeróbio

O efluente aplicado no solo foi proveniente de uma estação piloto, operada na ETE Graminha, pela equipe de pesquisa da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas .

Esta estação era composta de quatro filtros anaeróbios de fluxo ascendente, com recheio de bambu, com capacidade individual de 500 litros e tempo de detenção hidráulica de 3 horas, visualizado na Figura 4.3.

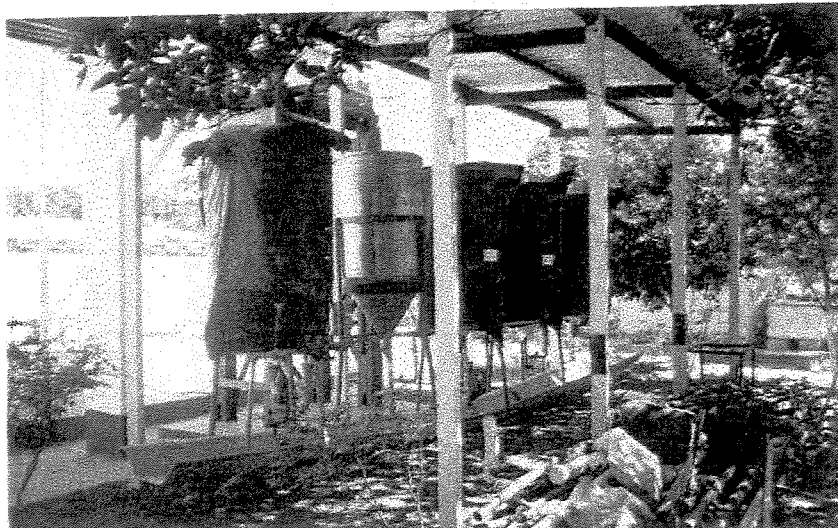


Figura 4.3 - Estação piloto – conjunto de quatro filtros anaeróbios

4.5.1 Variáveis físicas e químicas monitoradas

O efluente foi caracterizado segundo as seguintes variáveis físicas e químicas: pH, cor, turbidez, condutividade elétrica, nitrato, nitrito, cloreto, DQO, DBO, sólidos em suspensão e dissolvidos, nitrogênio amoniacal e fósforo.

Na coleta das amostras, para as análises físico-químicas, foram utilizados frascos de vidro de 500 mL, sendo descartada a primeira porção da amostra.

Após a coleta, as respectivas análises foram realizadas conforme as metodologias descritas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Análises físico-químicas e metodologias empregadas.

Análise	Referência	Metodologia
pH	APHA (1998)	Método eletrométrico, 4500-H ⁺ B
Cor aparente	APHA (1998)	Método espectrofotométrico, 2120 C
Turbidez	APHA (1998)	Método nephelométrico, 2130 B
Condutividade elétrica	APHA (1998)	Método eletrométrico, 2510
Salinidade	APHA (1998)	Método eletrométrico, 2520 B
Série de sólidos	APHA (1998)	Método 2540.A-G
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	APHA (1998)	Método espectrofotométrico 5220.D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	APHA (1998)	Método 5210.B
Cloreto	APHA (1998)	Método argentométrico, 4500-Cl ⁻ B
Nitrogênio amoniacal	CETESB (1978)	L5.136, método espectrofotométrico, nesslerização com destilação prévia
Nitratos	CETESB (1978)	L5.137, método espectrofotométrico, ácido fenoldissulfônico
Nitritos	CETESB (1978)	L5.138, método espectrofotométrico, sulfanilamida e N-(1-naftil) etilenodiamina.
Nitrogênio orgânico e de nitrogênio total kjeldahl	CETESB (1978)	L5.139, método da determinação de nitrogênio em forma de amônia.
Fósforo total	CETESB (1978)	L5.128, método azul de molibdênio

4.5.2 Ensaios bacteriológicos

O efluente foi caracterizado segundo as seguintes variáveis bacteriológicas coliformes totais, *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*) e bactérias heterotróficas.

A coleta das amostras para análise bacteriológica procedeu em frascos de vidro de 250 mL esterilizados em autoclave por 30 minutos a 121 °C de acordo com M1.001, CETESB (1986).

Toda a vidraria utilizada no procedimento experimental foi esterilizada em estufa por 2 horas a 180 °C de acordo com M1.001, CETESB (1996).

As análises de quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas seguindo metodologia APHA (1998), método substrato cromogênico, cartela Quanty-Tray® 9223 B.

Os ensaios bacteriológicos utilizados e suas respectivas metodologias empregadas, estão descritos na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 Ensaios bacteriológicos e metodologias empregadas.

Ensaio	Referência	Metodologia
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	APHA (1998)	Método cromogênico, cartela Quanty-Tray®, 9223B
Bactérias heterotróficas	CETESB (1986)	Metodologia L5.201, técnica "pour plate"
<i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>)	APHA (1998)	Técnica de tubos múltiplos, método 9230 B

4.6 Sistema de irrigação

O efluente foi aplicado no solo pelo método de irrigação de superfície, técnica de sulcos rasos, em virtude de sua simplicidade de operação, menor investimento de capital e menor risco de contaminação dos operadores.

Na área experimental foi construída uma plataforma de madeira de aproximadamente 1 m do solo, onde foram instaladas bombonas de plástico com capacidade de 200 L. As bombonas foram abastecidas com volumes que variavam de 60, 120 e 180 L.

O volume de 60 L corresponde à lâmina hídrica de 14,8 mm para um perfil de irrigação do solo de 20 cm. O volume de 120 L corresponde à lâmina hídrica de

28,8 mm e um perfil de irrigação do solo de 40 cm. O volume de 180 L corresponde à lâmina hídrica de 45,4 mm e um perfil de irrigação do solo de 60 cm (SILVA, 2003).

O efluente chegava até às bombonas por meio de tubos de PVC conectados aos filtros anaeróbios enquanto a água potável era proveniente do sistema de rede de distribuição da cidade. O efluente e a água eram distribuídos nos sulcos por gravidade, com o auxílio de mangueiras individuais para cada líquido e para diferentes profundidades de irrigação.

A aplicação do efluente e da água para irrigação foi controlada baseando-se no balanço hídrico, por meio de análises da umidade do solo e valores diários de evaporação do Tanque Classe A. A reaplicação do efluente e da água foi realizada quando o solo atingia a umidade crítica. Baseado nos ensaios de laboratório foram calculados os valores de 0,1 bar para Capacidade de Campo (CC) e 0,8 bar para Umidade Crítica (UC). A umidade crítica refere-se ao potencial matricial crítico da planta, abaixo do qual a planta realiza esforços que comprometem seu metabolismo (VIEIRA, 1999).

4.7 Poços de monitoração

Para a monitoração da qualidade da água subterrânea foram instalados onze poços no terreno, sendo quatro localizados no cenário água e seis no cenário efluente, entre as parcelas de diferentes cargas hidráulicas, todos pertencentes ao Bloco 3 (Figura 4.4).

O poço destinado a ser testemunha, ou controle (Poço 1), foi instalado fora da área de plantio. A disposição dos poços obedeceu o sentido do fluxo da água subterrânea e a ordem crescente das cargas hidráulicas. Os dez poços restantes foram construídos apenas no bloco 3 porque somente neste bloco, a ordem crescente das taxas hidráulicas de aplicação obedeciam o sentido do fluxo subterrâneo.

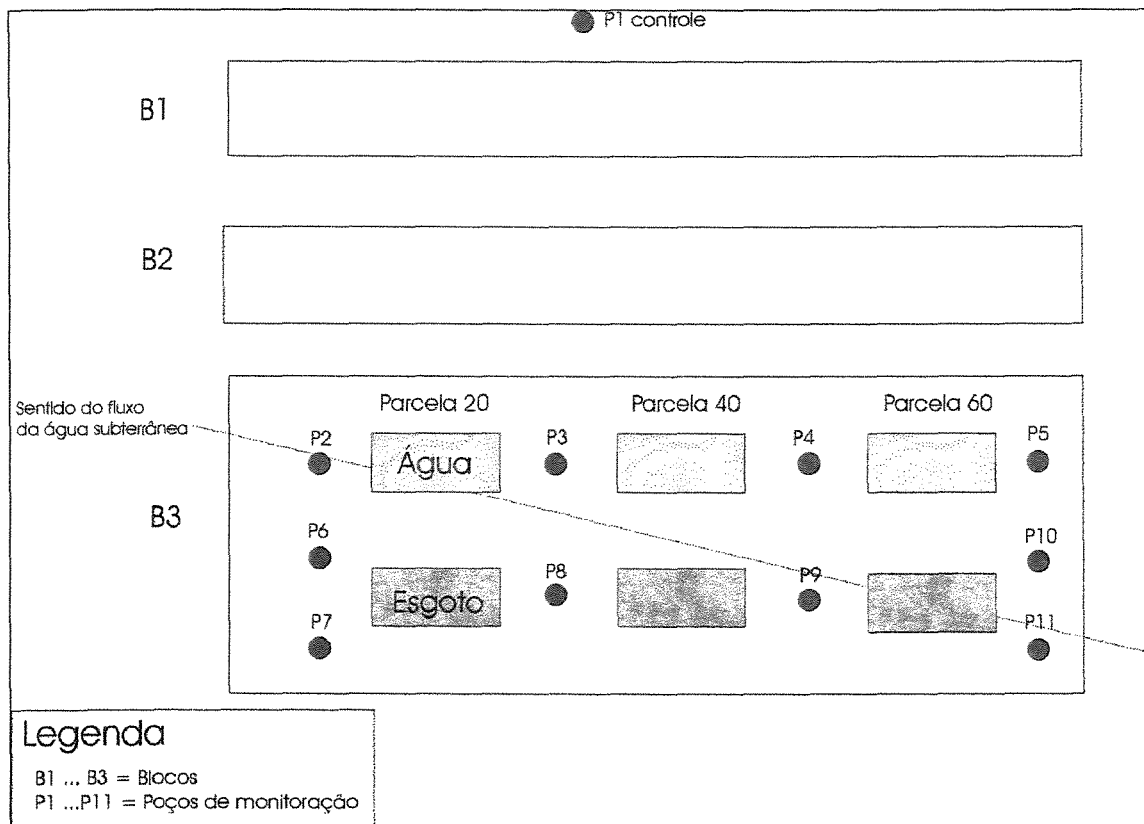


Figura 4.4 - Esquema da disposição dos poços na área experimental.

A construção dos poços foi baseada na norma ABNT NBR13895 (1997). A perfuração foi realizada em setembro de 2001, com trado manual, no diâmetro de 200 mm. Os poços foram perfurados abaixo do nível do lençol freático (zona de capilaridade) em razão da dificuldade e limitação do trado manual.

Para o filtro dos poços foram utilizados tubos de PVC de diâmetro nominal de 100 mm, com uma base fixa (cap). Para permitir a entrada da água nos poços foram feitas perfurações de diâmetro de 5 mm no filtro, com espaçamento de 1 cm até a altura de 1 m a partir da base.

O pré-filtro tem a finalidade de dar suporte aos tubos e impedir o entupimento dos furos de 5 mm no filtro. Em nove poços, o material utilizado para o pré-filtro

(camada entre o solo e o tubo de PVC) foi brita nº1. Nos poços 7 e 11 o pré-filtro foi feito com uma camada de areia média, sendo necessário uma tela de proteção de “nylon” entre o tubo e a camada de areia para impedir o entupimento dos furos, conforme apresentado na Figura 4.5.

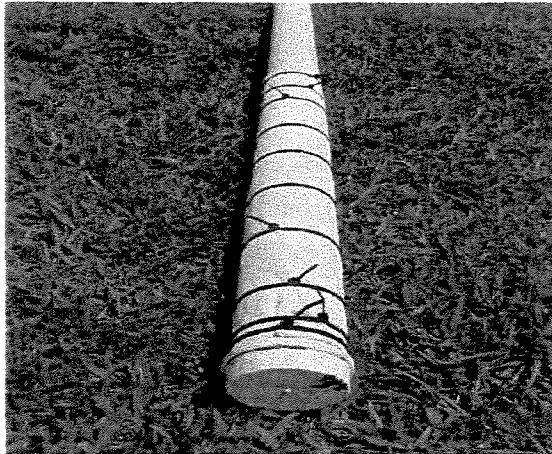


Fig. 4.5 – Vista geral da proteção de tela de “nylon” na base.

Estes poços foram construídos com a finalidade de avaliar a influência da camada de areia nas características físico-químicas e bacteriológicas da água.

Para impermeabilização dos poços foi utilizado um selo de bentonita ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Si}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) acima da camada de brita e/ou areia, seguido de uma proteção com cimento para evitar erosões e infiltrações. A caixa de proteção não foi construída, sendo os poços apenas fechados com um cap. Os componentes do poço e a sequência de montagem estão ilustrados nas Figuras 4.6 e 4.7.

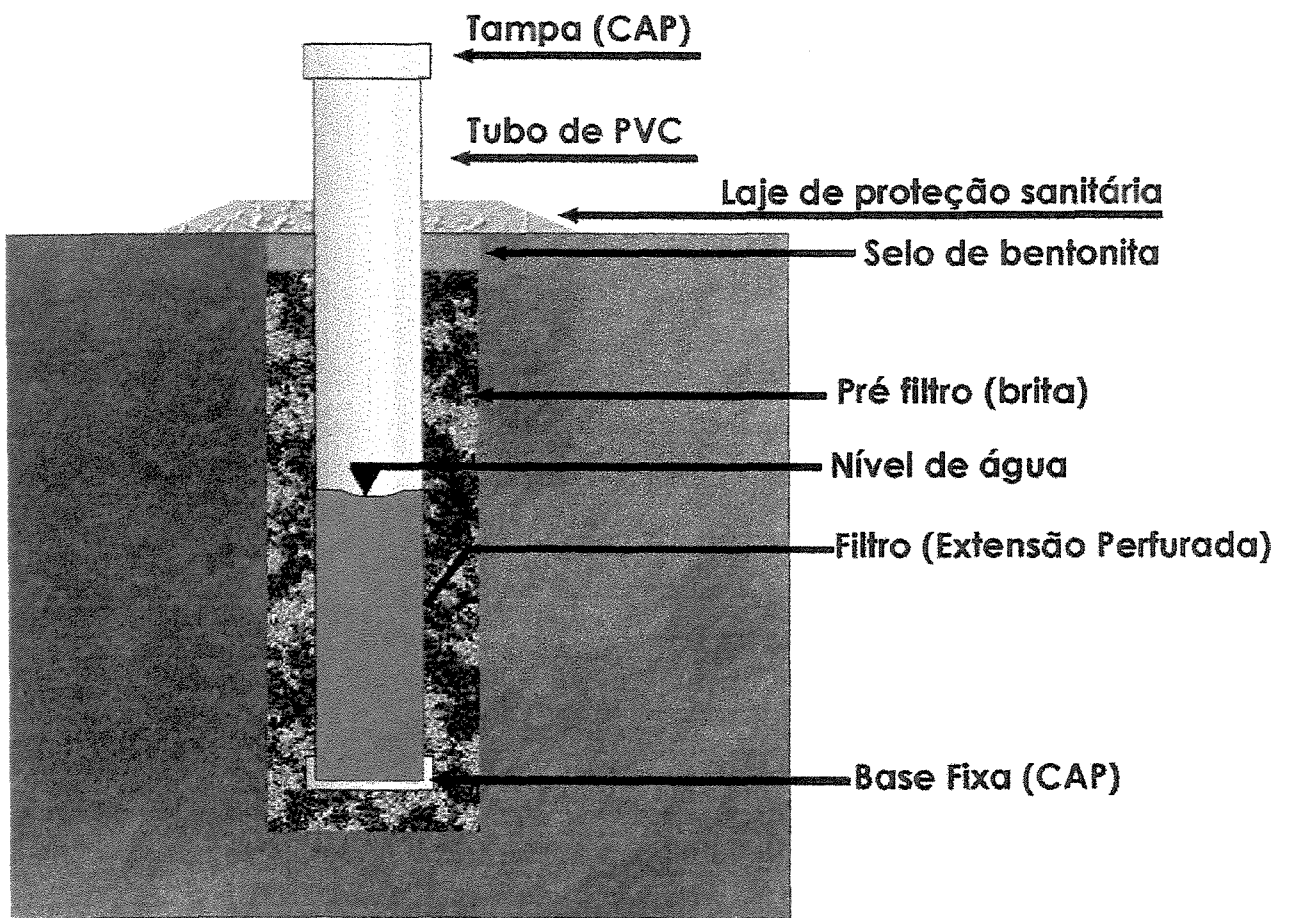


Figura 4.6 - Poço de monitoração.

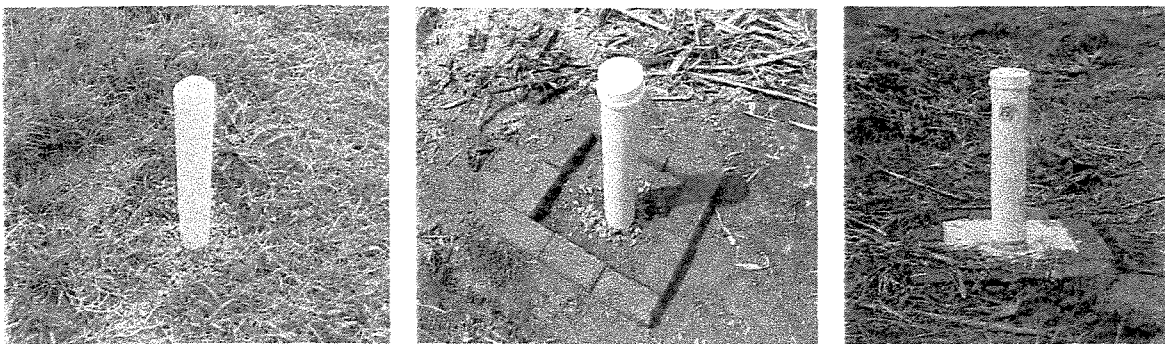


Figura 4.7 - Ilustração da sequência de montagem dos poços.

4.7.1 Coleta das amostras de água

A coleta das amostras foi realizada no período de novembro de 2001 a dezembro de 2002.

De acordo com a norma ABNT NBR 13895 (1997) a água estagnada no poço de monitoração pode não ser representativa da qualidade da água do local sendo necessário o esgotamento total do poço, de tal forma, que a água da formação substitua a água estagnada. Portanto, neste experimento, os poços foram totalmente esgotados dois dias antes das coletas para permitir o tempo de recarga suficiente dos poços. O esgotamento e a coleta das amostras foram realizados com o auxílio de uma bomba à vácuo. Este sistema está representado na Figura 4.8.

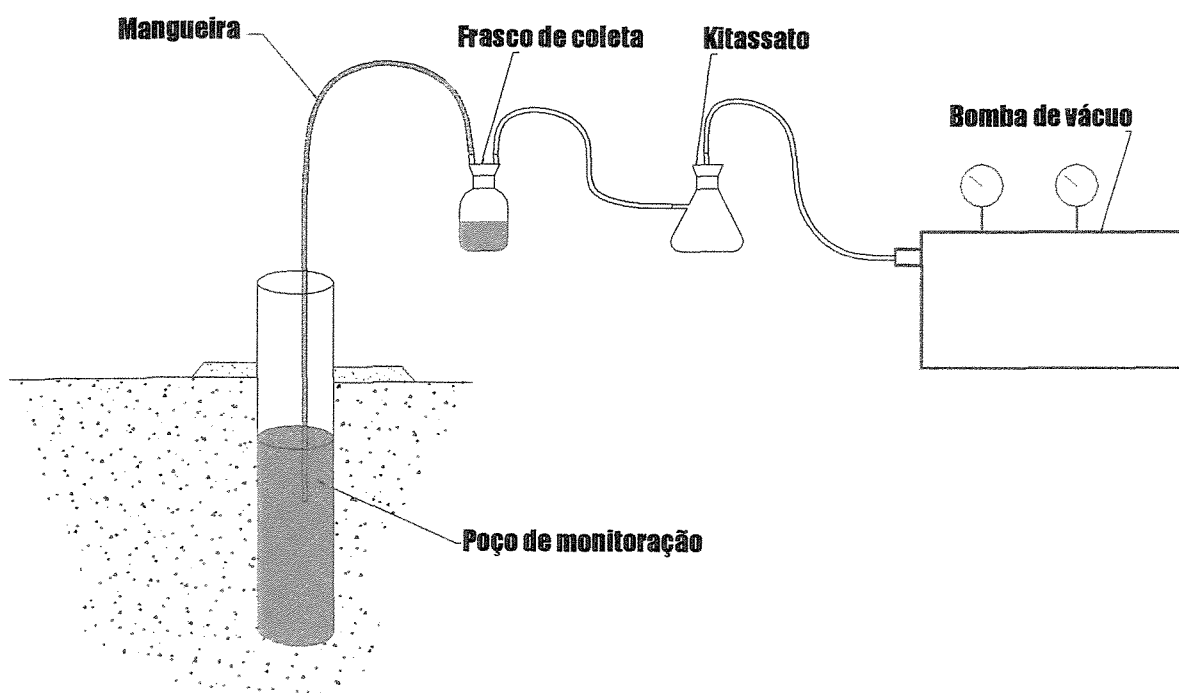


Figura 4.8 Esquema de coleta nos poços de monitoração.

A frequência de coleta das amostras obedeceu um intervalo de aproximadamente quinze dias no período de seca, ou seja, o período de maior aplicação, entre os meses de março à julho de 2002. Entre os meses de novembro de 2001 à janeiro de 2002 não houve coletas devido à dificuldade de utilização da bomba à vácuo durante a chuva, oferecendo riscos de choque elétrico.

4.8 Monitoração da qualidade da água subterrânea

As variáveis analisadas na monitoração da qualidade da água subterrânea foram: pH, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos, nitrato, nitrito e cloreto. As variáveis bacteriológicas avaliadas foram: coliformes totais, *Escherichia coli*, *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*) e bactérias heterotróficas. As metodologias empregadas em cada uma das variáveis estudadas estão descritas na Tabelas 4.1 e 4.2.

Para a coleta das amostras destinadas às análises físico-químicas foram utilizados frascos de vidro de 500 mL, sendo descartada a primeira porção da amostra.

A coleta das amostras para análise bacteriológica procedeu em frascos de vidro de 250 mL esterilizados em autoclave por 15 minutos a 121 °C.

Toda a vidraria utilizada no procedimento experimental foi esterilizada em estufa por 2 horas a 180 °C.

4.8.1 Meios de Cultura

As composições dos diversos meios de cultura utilizados nos experimentos estão descritas a seguir.

4.8.1.1 Água de diluição

Peptona bacteriológica

Nitrogênio total	14%
Nitrogênio amínico	2,6%
Cloreto de sódio	1,6% (m/v)
pH final	6,8 a 25 °C

A concentração final desta solução de peptona deve ser de 0,1% (m/v) preparado segundo APHA (1998) em 9550.C.

4.8.1.2 Meio de cultura para Bactérias Heterotróficas

"Plate Count Agar"

Peptona de caseína	5 g
Extrato de levedura	2,5 g
D(+) glicose	1 g
Agar-agar	14 g
Água destilada	1000 mL
pH final	7,0 ± 0,2 a 25 °C

Dissolver 23,5 g do meio desidratado em 1000 mL de água destilada, aquecer até a completa dissolução. Em seguida, esterilizar em autoclave por 15 min a 121 °C.

4.8.1.3 Meio de cultura para *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*) para o ensaio presuntivo

Caldo Azida Dextrose

Extrato de carne	4,5 g
Triptose	15 g
Dextrose	7,5 g
Cloreto de sódio	7,5 g
Azida sódica	0,2 g
Água destilada	1000 mL
pH final	7,2 a 25 °C

Dissolver 34,7 g do meio desidratado em 1000 mL de água destilada. Aquecer até a completa dissolução. Esterilizar em autoclave por 15 min a 121 ° C .

4.8.1.4 Meio de cultura para *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*) para o ensaio confirmativo

Bile Esculin Azida Agar

Extrato de levedura	5 g
Proteose peptona nº 3	3 g
Triptona	17 g
Bacto Oxgall	10 g
Bacto Esculin	1 g
Citrato de amônio férrico	0,5 g
Cloreto de sódio	5 g
Azida sódica	0,15 g
Agar	15 g
Água destilada	1000 mL

Dissolver 54 g do meio desidratado em 1000 mL de água destilada. Aquecer até a completa dissolução. Esterilizar em autoclave por 15 min a 121 °C. O pH final desta deve estar em $7,1 \pm 0,2$ a 25 °C.

4.8.2 Metodologia para determinação de Coliformes totais e *Escherichia coli* pelo método substrato definido Colilert® utilizando cartelas Quanty-Tray®.

- Antes de iniciar o trabalho, limpar a bancada com um produto desinfetante que não deixe resíduos;
- Homogeneizar a amostra no mínimo 25 vezes, formando um ângulo de 45° entre o braço e o antebraço, agitando vagarosamente;
- Em 100 mL de amostra, ou porção diluída, adicionar o meio de cultura e agitar até completa dissolução;
- Despejar o conteúdo na cartela Quanty-Tray® ;
- Selar a cartela e levar para a estufa de incubação por 24 horas à temperatura de 35 °C;
- Submeter a cartela à contagem de células grandes positivas e o número de células pequenas positivas. O resultado positivo para coliformes totais será uma coloração amarela intensa. Se nenhuma coloração amarela for observada, o teste será negativo para coliformes totais;
- Submeter a cartela em lâmpada de UV "long wave", 365 nm, 6 Watt e promover a contagem de células grandes e pequenas com coloração azul fluorescente para *Escherichia coli* ;
- Utilizar a Tabela IDEXX para comparar a contagem de células;
- Os resultados são expressos em NMP/100 mL, ou seja, número mais provável em 100 mL.

4.9 Análise dos Resultados

Os dados foram analisados utilizando-se ferramentas estatísticas do programa Microsoft Excel 2000 para calcular a média, desvio padrão e gráficos. A análise estatística realizada foi de Comparação de Médias de Duas Amostras (MILLER, 1993). Os resultados estão apresentados sob a forma de gráficos e tabelas para melhor visualização. Todos os resultados das amostras coletadas no decorrer do experimento estão alocados em anexo.

Os resultados obtidos para os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos nos poços de monitoração foram analisados por comparação do cenário água e o cenário efluente, entre as diferentes taxas de aplicação, além das diferenças entre o período de chuva e de seca. Entre o cenário efluente foi estudada qual a taxa de aplicação que mais influenciou na qualidade da água subterrânea local. O Poço 1 (Controle) foi comparado em paralelo com todos os outros poços. Os resultados do Poço 10 foram comparados como o Poço 11 para avaliar a influência do pré-filtro de areia.

A qualidade da água foi avaliada de acordo com padrões de potabilidade para consumo humano da Legislação brasileira vigente, Portaria 1.469 (2000).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados correspondem ao período de coletas realizadas de novembro de 2001 a dezembro de 2002. A presente pesquisa abrange a segunda e terceira safra de milho, incluindo a entressafra. Além das aplicações de efluente, foi considerada a precipitação pluviométrica local.

Para avaliar se a irrigação com efluente anaeróbio influenciou significativamente nas características físico-químicas e bacteriológicas da água subterrânea, aplicou-se um tratamento estatístico nos dados utilizando-se o método da Comparação De Médias De Duas Amostras (MILLER, 1993). Um exemplo da aplicação deste método está contido no Anexo A5. A comparação ocorreu entre poços de cenários diferentes porém instalados em paralelo, sendo portanto, os pares formados da seguinte forma: Poço 2 e Poço 6; Poço 3 e Poço 8; Poço 4 e Poço 9; Poço 5 e Poço 10. Foi avaliada a comparação entre o Poço 1 (Controle) e os demais poços de monitoração da seguinte forma: Poço 1 e Poço 2, ... Poço 1 e Poço 10, conforme a Figura 4.4. No cenário efluente foram avaliadas as diferentes taxas de aplicação e suas influências na água subterrânea. O poço 7, com pré-filtro de areia, não recebeu tratamento estatístico porque secou com o decorrer da pesquisa, obtendo amostragem insuficiente. O Poço 11, com pré-filtro de areia, foi comparado ao Poço 10, pré-filtro de brita, para avaliar se existiam diferenças significativas entre eles.

As datas de coletas, precipitação pluviométrica e aplicações de efluente estão alocados a seguir na Tabela 5.1 para a segunda safra e Tabela 5.2 para a terceira safra.

Tabela 5.1 Coletas, precipitação pluviométrica e aplicações de efluente na 2ª safra.

Ciclo do milho	Data	Dias de operação do sistema	Coleta	Precipitação Pluviométrica (mm)	Aplicação (mm)		
					Lâminas		
					20 cm	40 cm	60 cm
Estágio Inicial	20/10/2001				14,8	14,8	14,8
	04/11/2001			2			
	05/11/2001			0,8			
	06/11/2001	18	1º				
	08/11/2001				14,8	28,8	45,4
	11/11/2001			5,1			
	12/11/2001			25,4			
Estágio de Desenvolvimento	14/11/2001			5,6			
	23/11/2001			59,3			
	28/11/2001			36,7			
	29/11/2001			27,7			
	30/11/2001			4,5			
	01/12/2001			1,7			
	06/12/2001			2,4			
Estágio Intermediário	07/12/2001			5,1			
	08/12/2001			15,5			
	09/12/2001			0,6			
	10/12/2001			14,1			
	12/12/2001			1,2			
	14/12/2001			9,9			
	17/12/2001			42,4			
	20/12/2001			3,4			
	01/01/2002			36,7			
	02/01/2002			20,3			
Estágio de Maturação	07/01/2002			2,5			
	08/01/2002			20,6			
	09/01/2002			3,4			
	10/01/2002			45,2			
	11/01/2002			11,3			
	13/01/2002			19,2			
	14/01/2002			26,6			
	15/01/2002			16,9			
	21/01/2002	94	2º				
Entressafra	18/02/2002	122	3º				
	06/03/2002	138	4º				
	18/03/2002	150	5º				
Acumulado				466,1	29,6	43,6	60,2

Tabela 5.2 Coletas, precipitação pluviométrica aplicações de efluente na 3º safra.

Ciclo do milho	Data	Dias de operação do sistema	Coleta	Precipitação Pluviométrica (mm)	Aplicação (mm)		
					Lâminas		
					20 cm	40 cm	60 cm
Estágio Inicial	24/03/2002			18,4			
	25/03/2002			108,4			
	01/04/2002	164	6º				
	04/04/2002			90,4			
	12/04/2002				14,8	14,8	14,8
	18/04/2002				14,8	14,8	14,8
	22/04/2002	185	7º		14,8	28,8	45,4
Estágio de Desenvolvimento	26/04/2002				14,8	14,8	14,8
	29/04/2002	192	8º				
	01/05/2002			2,8			
	03/05/2002			8,5			
	04/05/2002			8,1			
	06/05/2002			9,9			
	13/05/2002	206	9º				
	15/05/2002				14,8	28,8	45,4
	17/05/2002			1,0			
	19/05/2002			19,4			
	20/05/2002			3,5			
	21/05/2002			22,2			
	22/05/2002			9,9			
	31/05/2002				14,8		
Estágio Intermediário	04/06/2002	228	10º				
	10/06/2002				14,8	28,8	45,4
Estágio de Maturação	17/06/2002				14,8		
	27/06/2002	251	11º		14,8	28,8	45,4
	12/07/2002			2,8			
	22/07/2002	276	12º				
	27/07/2002			5,4			
	30/07/2002			12,3			
Entressafra	17/09/2002	333	13º				
	06/11/2002	383	14º				
	25/11/2002	402	15º				
	09/12/2002	416	16º				
Acumulado				323	133,2	159,6	226

5.1 Efluente anaeróbio

O efluente do filtro anaeróbio utilizado nesta pesquisa foi caracterizado segundo os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.

No Brasil, não há legislação específica para o controle da aplicação de efluentes na agricultura. A escolha do efluente para irrigação depende principalmente do tipo de cultura utilizada, do projeto de irrigação adotado e tipo de solo (VIEIRA, 1999). Muitos usuários orientam-se por meio de pesquisas realizadas na área.

Na Tabela 5.3 são apresentados os resultados das análises bacteriológicas do efluente anaeróbio.

Tabela 5.3 Características bacteriológicas do efluente anaeróbio.

Parâmetros	Resultados
Coliformes totais (NMP/100 mL)	$1,06 \times 10^8$
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	$3,77 \times 10^6$
Estreptococos fecais (<i>Enterococcus</i>) NMP/100 mL	$3,13 \times 10^6$
Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	$3,99 \times 10^6$

n = 11.

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento do CESET/UNICAMP.

A Organização Mundial da Saúde – OMS (1989) adota algumas recomendações para irrigação com águas que recebem esgoto tratado ou não, com base em critérios epidemiológicos, eficiência dos processos de tratamento de esgotos e cultura utilizada. No caso de coliformes fecais, não há recomendações para culturas de cereais, plantas têxteis, forrageiras, pastagens e árvores. Para árvores frutíferas, a irrigação deve proceder até duas semanas antes da colheita e nenhum fruto deve ser

colhido do chão e a irrigação por aspersão não deve ser empregada (OMS, 1989 *apud* NUVOLARI *et al*, 2003).

Os valores de bactérias observados na Tabela 5.3 estão em média, de acordo com as características para esgoto doméstico, descritas por METCALF e EDDY (1991). Para uma cultura de milho, com irrigação por superfície, estes valores não são fatores limitantes para o uso, uma vez que o efluente não teve contato direto com a planta.

Durante este trabalho, o efluente foi disposto de forma a não ultrapassar a capacidade de campo do solo, a fim de evitar a contaminação ou alteração das características bacteriológicas da água subterrânea. O risco de contaminação do milho e das pessoas envolvidas no projeto foi considerado e por este motivo o método de irrigação por superfície foi o mais adequado. De acordo com NUVOLARI *et al* (2003) a irrigação por aspersão tem como desvantagem o risco de contaminação do ar, plantas e frutos.

Nos sistemas de aplicação de efluentes no solo, a maior remoção dos microrganismos ocorre por sedimentação, adsorção pelas partículas do solo, predação e irradiação solar (BITTON e GERBA, 1945, CHERNICHARO, 1997).

Na Tabela 5.4 são apresentados os resultados das análises físico-químicas do efluente anaeróbio.

Tabela 5.4 Características físico-químicas do efluente anaeróbio.

Parâmetros	Resultados
pH	6,6 a 7,2
Cor aparente (mg PtCo.L ⁻¹)	1575,6
Turbidez (NTU)	228
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	397
Salinidade (‰)	0,5
Cloreto (mg Cl ⁻ .L ⁻¹)	34,13
Condutividade elétrica (μS.cm ⁻¹)	946,89
Demanda Bioquímica Oxigênio (mg O ₂ .L ⁻¹)	116,47
Demanda Química Oxigênio (mg O ₂ .L ⁻¹)	318,28
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	64
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	56,75
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	7
Nitrogênio amoniacal (mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	13,78
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	44,53
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	0,084
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,143
Fósforo (mg PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	5,93

n = 11

Análises realizadas no Laboratório de Saneamento do CESET/UNICAMP.

O Fósforo Total do efluente aneróbico é assimilado no solo, na zona de raiz, devido a processos químicos e a ação de microrganismos (ALEXANDER, 1977 e VAZQUEZ-MONTIEL, 1996). O nitrogênio sob a forma de amônia também sofre a ação de microrganismos do solo, processo de nitrificação, ou seja a transformação para nitrito e nitrato, sendo então, assimilado pela planta (METCALF e EDDY, 1991 e VAZQUEZ-MONTIEL, 1996). Entretanto, a aplicação contínua do efluente pode superar esta capacidade do solo em degradar estes constituintes, causando a lixiviação de compostos para o aquífero (VAZQUEZ-MONTIEL, 1996).

Os sólidos dissolvidos e em suspensão da amostra são removidos por filtração e adsorção pelas partículas do solo. Uma das desvantagens da irrigação com efluentes é a salinização do solo. Os sais no solo elevam a pressão osmótica e diminui a disponibilidade de água para a planta, conseqüentemente, a produção agrícola é prejudicada. Entretanto, a cultura de milho possui boa tolerância à salinidade, 10 mmhos.cm⁻¹ ou 10 µS.cm⁻¹ (DAKER, 1988).

5.2 Poços de monitoração

Os resultados estão apresentados por parâmetros e divididos em poços de monitoração localizados nas parcelas de água e nas parcelas de efluente. Conforme o esquema apresentado na Figura 4.4, o Poço 1 (Controle) está instalado acima da área cultivada não sofrendo influência das irrigações. O Poço 2 está instalado no cenário água, porém, anterior a parcela irrigada. Os Poços 6 e 7 estão instalados no cenário efluente, anteriores a parcela irrigada.

Algumas coletas não foram efetuadas para o Poço 7 devido o mesmo apresentar-se parcialmente assoreado ou sem água no decorrer da pesquisa.

A qualidade da água analisada foi comparada com a legislação vigente para água de consumo humano, a Portaria 1.469 (2000) do Ministério da Saúde. Isto porque, em áreas rurais, é comum o abastecimento de água para a comunidade local por meio de poços, portanto, a aplicação do efluente não pode comprometer a qualidade da mesma colocando em risco a saúde dos consumidores. Trabalhou-se desta forma, com a hipótese da água dos poços ser utilizada para consumo humano.

Na Tabela 5.5 estão apresentados os padrões de potabilidade para a água de consumo humano, segundo a Portaria 1.469 (2000) do Ministério da Saúde.

Tabela 5.5 Padrões de potabilidade para água de consumo humano – Portaria 1.469 (2000)

Parâmetros	Valor máximo permitido (VMP)
pH	6,0 a 9,5
Cor (mg PtCo.L ⁻¹)	15
Turbidez (UT)	5
Condutividade elétrica (μS.cm ⁻¹)	NR
Salinidade (‰)	NR
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	1000
Cloreto (mg Cl ⁻ .L ⁻¹)	250
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	10
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	1
Coliformes totais (NMP/100mL)	Ausência em 100 mL
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Ausência em 100 mL
Estreptococos fecais (<i>Enterococcus</i>) (NMP/100mL)	NR
Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	≤ 500

NR = não reportado

5.2.1 Turbidez e Cor

Os valores de turbidez estão relacionados ao material em suspensão na água. Em muitos poços, no momento da coleta, ocorreu agitação da água, o que explica a grande variação de valores para o mesmo poço, resultados estes que podem ser observados no Anexo A6.

A cor analisada nos poços refere-se a cor aparente podendo sofrer interferência de valores elevados de turbidez. Os valores de cor das amostras estão alocados no Anexo A7.

De modo geral, a aplicação de efluentes não teve influência direta nos valores obtidos para turbidez e cor aparente. De acordo com o teste de comparação de médias, somente os Poços 2 e 6 tiveram diferenças significativas entre si, para o parâmetro cor, no período total da amostragem e durante a época de seca (Tabela 5.6). Embora os Poços 2 e 6 estejam localizados antes das parcelas irrigadas, a proximidade dos mesmos com as parcelas irrigadas e a ação da capilaridade do solo durante as irrigações são fatores que explicam esta variação (VIEIRA, 1999). A agitação da água no momento da coleta também contribuiu para valores elevados. Entre as diferentes taxas de aplicação de efluente utilizadas, a média dos valores dos poços 6, 8, 9 e 10, não apresentaram diferenças significativas entre si, para cor e turbidez. A taxa de aplicação de efluente não influencia as características da água, para estes parâmetros.

Tabela 5.6 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbico para as variáveis turbidez e cor.

Turbidez (NTU)					Cor aparente (mg PtCo.L ⁻¹)			
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	=	=	=	=	≠	=	=	=
Chuva	=	=	=	=	=	=	=	=
Seca	=	=	=	=	≠	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05

A comparação de médias dos poços com o Poço 1 (Tabela 5.7), para a variável turbidez, indicou que as irrigações não influenciaram na qualidade da água subterrânea. Somente para o poço 5 houve diferença significativa entre as médias comparadas devido aos problemas ocasionados durante a etapa de amostragem.

Para o parâmetro cor, o resultado da comparação de médias (Tabela 5.7) mostrou que houve diferença significativa entre os poços quando comparados ao

Poço 1. Os resultados diferem principalmente no período de chuva, inclusive para os poços do cenário água, indicando que a precipitação pluviométrica associada as irrigações influenciaram na dissolução de compostos do próprio solo.

Tabela 5.7 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbico para as variáveis turbidez e cor.

Poços de monitoração									
Período	Parâmetro	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
TOTAL	Turbidez	=	=	=	≠	=	=	=	=
	Cor	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠	≠
CHUVA	Turbidez	=	=	=	=	=	=	=	=
	Cor	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠	≠
SECA	Turbidez	=	=	=	=	=	=	=	=
	Cor	=	≠	≠	=	=	=	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Nas Figuras 5.1 e 5.2 estão demonstrados os valores de turbidez ao longo do período de coletas.

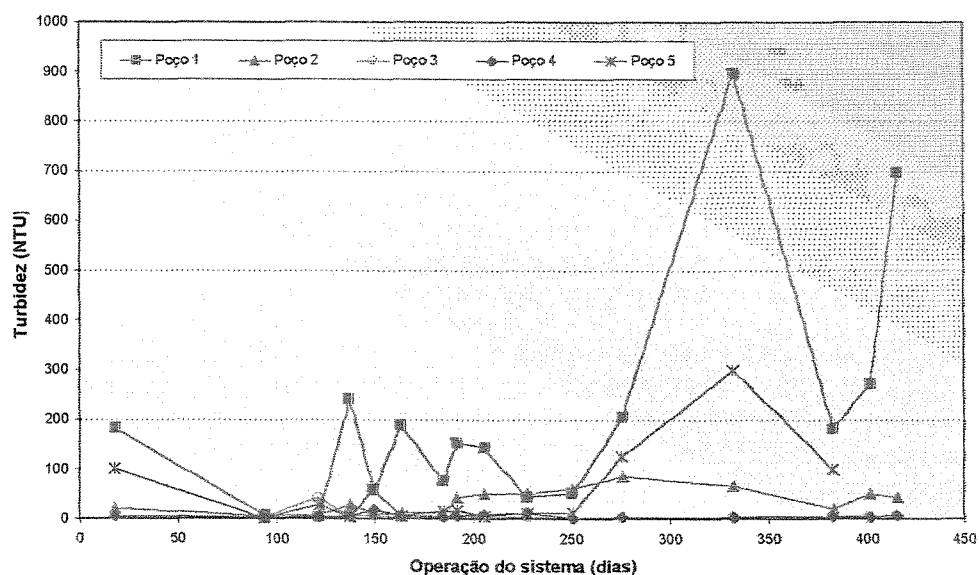


Figura 5.1 Resultados obtidos de Turbidez nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

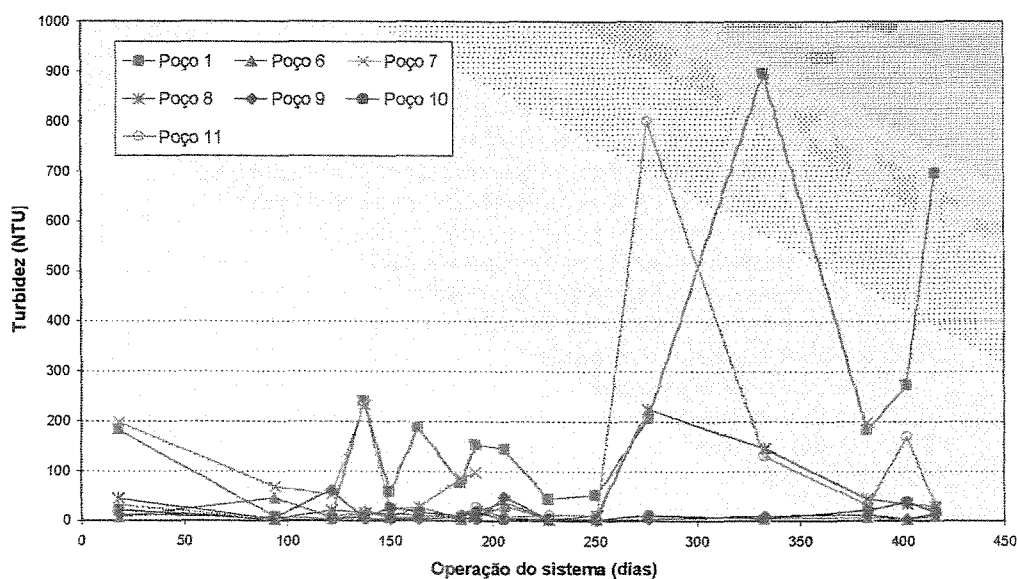


Figura 5.2 Resultados obtidos de Turbidez nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

Nas Figuras 5.3 e 5.4 pode ser observada a variação dos valores de cor durante o período analisado. O comportamento foi semelhante ao da turbidez, indicando que a mesma interferiu nos resultados de cor. O material em suspensão na amostra interfere significativamente nos resultados de cor aparente (SAWYER, 1994).

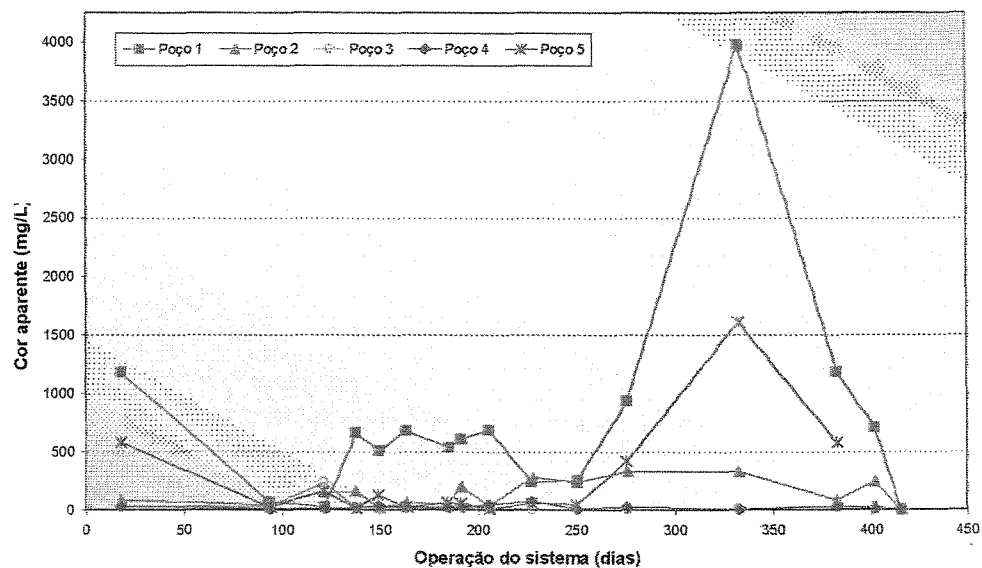


Figura 5.3 Resultados obtidos de Cor nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

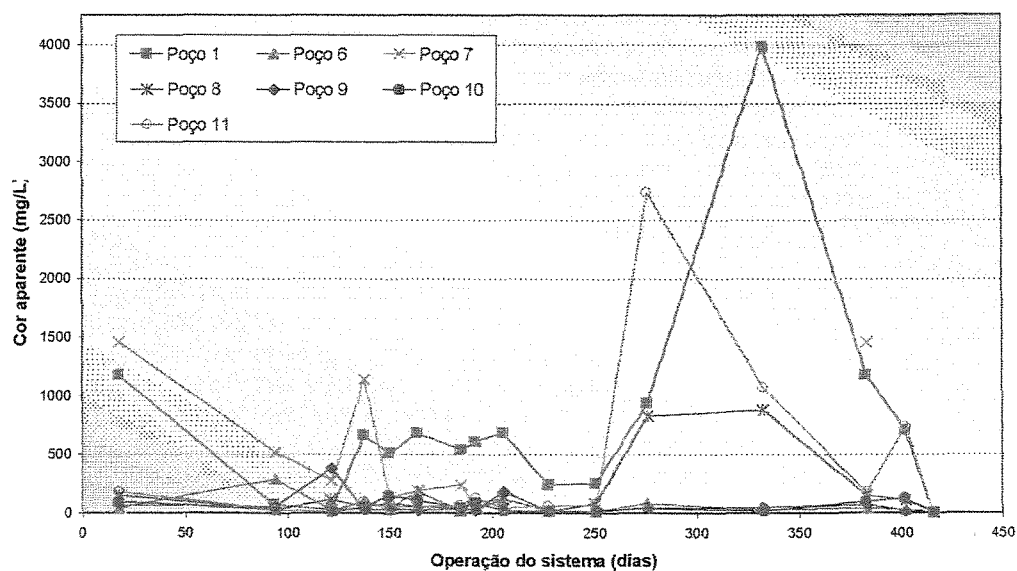


Figura 5.4 Resultados obtidos de Cor nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

Os valores observados nos Anexos A6 e A7 indicam que a qualidade da água não é satisfatória para consumo humano sem um tratamento prévio pois mesmo não sofrendo interferência das aplicações de efluente, os valores para cor e turbidez muitas vezes ultrapassaram os permitidos pela Portaria 1.469 (2000) (Tabela 5.5). O Poço 1, que esteve fora da área irrigada indica que a qualidade da água local não é satisfatória para as variáveis cor e turbidez.

5.2.2 Condutividade elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos

Os resultados de condutividade elétrica dos poços de monitoração e efluente anaeróbio estão demonstrados no Anexo A8. Os valores encontrados para a condutividade elétrica da água do Poço 1 foram maiores quando comparados aos poços na área de irrigação com água e também na área de irrigação com efluente, obtendo média de $222,66 \mu\text{S.cm}^{-1}$. A média geral para o cenário água foi de $83,6 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e para o cenário efluente foi de $78,45 \mu\text{S.cm}^{-1}$.

No Poço 1, os valores de Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) obtidos foram em média $102,31 \text{ mg.L}^{-1}$ estando acima dos poços do cenário água, média de $38,1 \text{ mg.L}^{-1}$, e cenário efluente, média de $35,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Anexo A9).

Apesar da semelhança nos resultados, a avaliação estatística dos dados indica que os Poços 5 e 10 diferem entre si, no período total e no período de chuva, para os parâmetros condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, conforme demonstrado na Tabela 5.8. Contudo, a ocorrência deste fato somente no período da chuva e nos poços instalados nas últimas parcelas indica que houve lixiviação dos sais presentes no solo ocasionada pela precipitação pluviométrica, uma vez que neste período o efluente anaeróbio foi aplicado apenas duas vezes no estágio inicial do ciclo da cultura de milho. A diferença observada entre os poços 2 e 6 para condutividade elétrica pode estar relacionada a proximidade destes com as parcelas irrigadas, ocasionando a lixiviação de compostos do próprio solo.

Tabela 5.8 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)					Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})			
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	=	=	=	≠	=	=	=	≠
Chuva	=	=	=	≠	=	=	=	≠
Seca	≠	=	=	=	=	=	=	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$.

Para condutividade elétrica, a diferença significativa entre as médias dos valores depende da lâmina hídrica de efluente aplicada. O teste estatístico de comparação de médias, no cenário efluente, difere entre os poços 6 e 8; 9 e 10, no período total. No período de chuva difere entre os poços 9 e 10, na época de seca difere entre os poços 6 e 8. O poço 6, anterior à irrigação, e o poço 10, após às irrigações, tiveram alteradas as características da água subterrânea.

Para sólidos totais dissolvidos, a diferença ocorreu entre os poços 6 e 8; 9 e 10, no período total e entre os poços 6 e 8 no período de seca.

As taxas de aplicação influenciaram na qualidade da água subterrânea para os parâmetros condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, quando comparados os poços no cenário efluente. Para condutividade elétrica as lâminas hídricas aplicadas diferenciaram-se no período total, no período de chuva a diferença ocorreu nos poços da última parcela enquanto que, na seca, a diferença ficou somente registrada entre o poço 6, não irrigado e o poço 8, área irrigada. Os resultados de sólidos totais dissolvidos diferenciaram-se, no período total e de seca, entre os poços 6 e 8, devido à irrigação por efluente. As parcelas de 40 e 60 cm se diferenciaram no período total.

Na Tabela 5.9 estão descritos os resultados da comparação de médias entre o Poço 1 e os demais poços. Com exceção do poço 5, em todos os poços houve diferença significativa dos resultados quando comparados ao Poço 1, para ambos os

parâmetros analisados, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. O poço 5 está localizado no final das parcelas de irrigação, o que pode ter ocasionado acúmulo de sais, mantendo-o mais próximo dos valores do Poço 1 (Figura 5.5 e 5.7). Entretanto, esta igualdade pode ser considerada nula se aumentarmos o nível de exigência do teste estatístico para $P = 0,10$, onde existiria diferença significativa, para condutividade elétrica e sólidos.

Tabela 5.9 Resultados da comparação entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

Poços de monitoração									
Período	Parâmetro	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
TOTAL	Condutividade	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
	TDS	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
CHUVA	Condutividade	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠	≠
	TDS	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠	≠
SECA	Condutividade	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
	TDS	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Embora variando de forma semelhante, os gráficos observados indicam que no Poço 1 a concentração de sais dissolvidos manteve-se acima enquanto que nos demais poços a concentração de sais decaiu. De acordo com HIRATA (1998), a irrigação pode ser realizada também para retirar o excesso de sais do solo. Isto indica que nos poços entre as parcelas irrigadas pode ocorrer a lixiviação dos sais do solo, e ocasionar uma diluição destes pela água subterrânea, gerando resultados menores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. A diluição de compostos na água subterrânea é relatada por HIRATA (2001).

Nas Figuras 5.5 a 5.8 estão demonstrados os valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

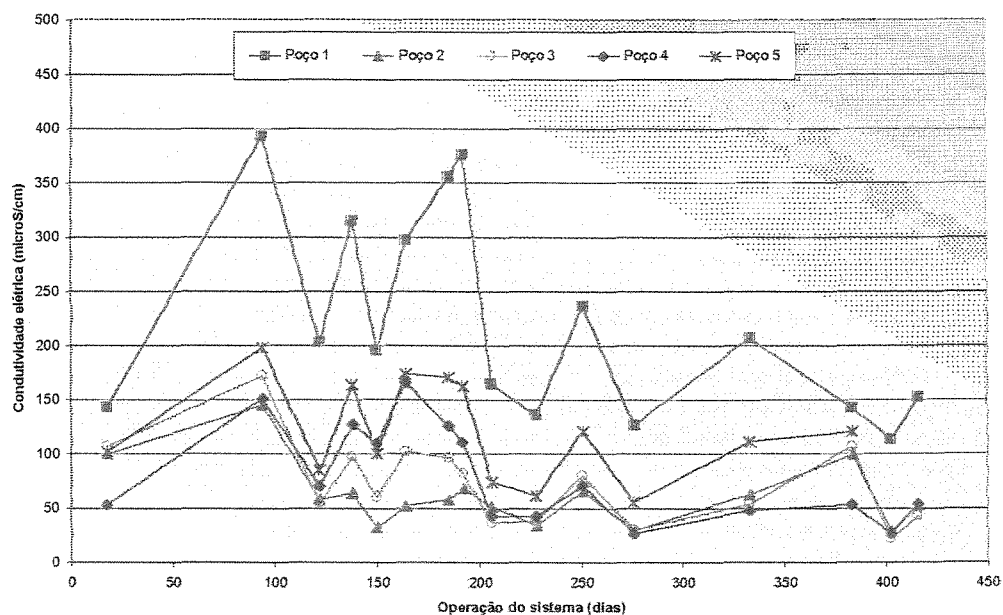


Figura 5.5 Resultados obtidos de condutividade elétrica nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

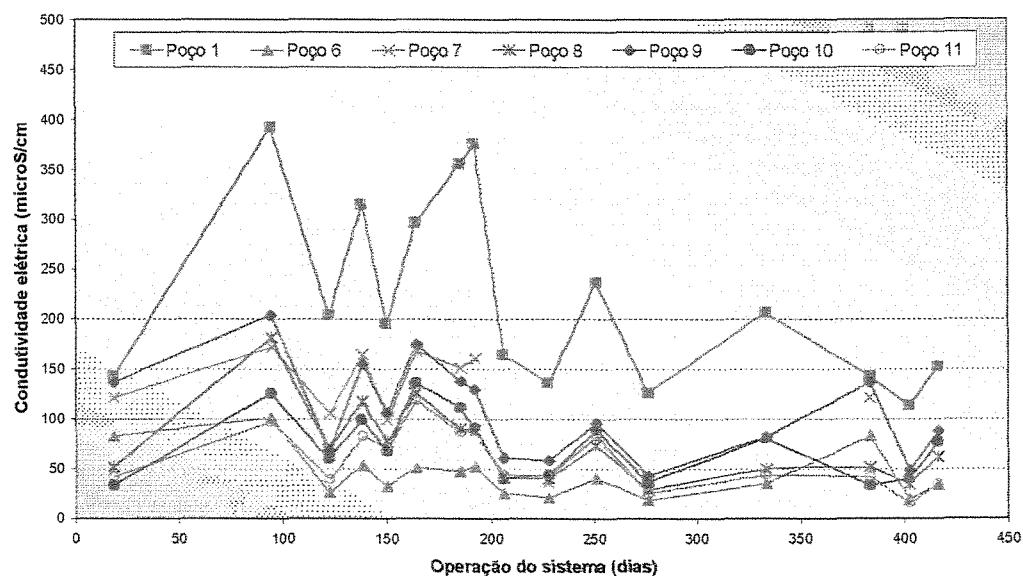


Figura 5.6 Resultados obtidos de condutividade elétrica nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1

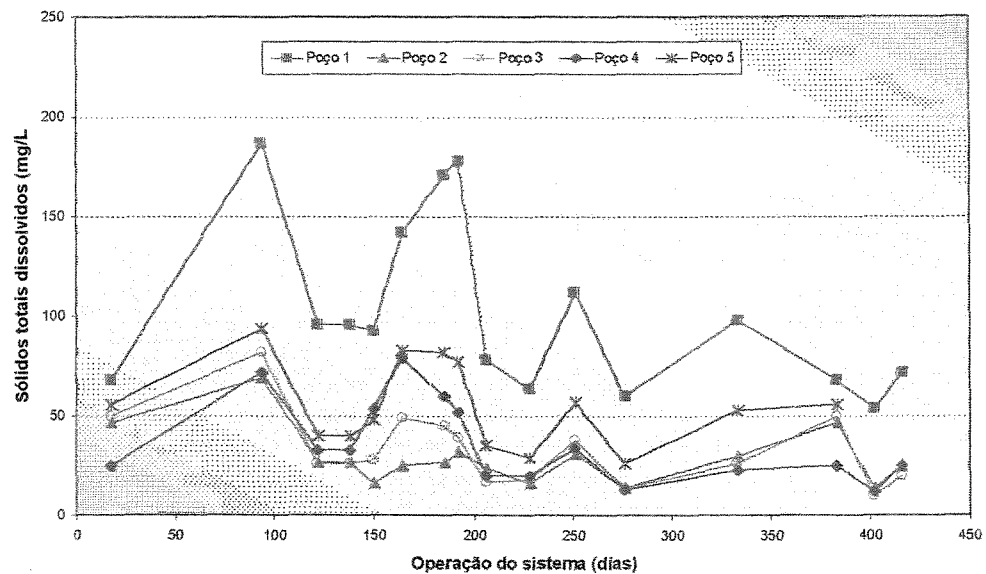


Figura 5.7 Resultados obtidos de sólidos totais dissolvidos nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

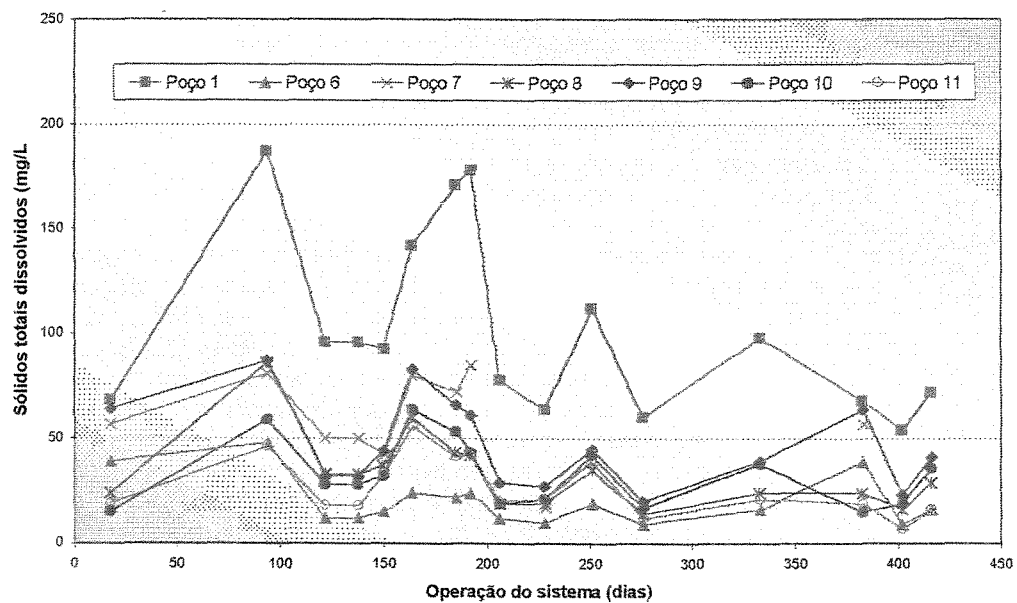


Figura 5.8 Resultados obtidos de sólidos totais dissolvidos nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

Em nenhuma das amostras o valor de sólidos totais dissolvidos ultrapassou o limite da Portaria 1.469 (2000). A qualidade da água analisada é satisfatória para este parâmetro. Quanto ao parâmetro condutividade não há padrão estabelecido.

5.2.3 Cloreto e Salinidade

A determinação das concentrações de cloreto e salinidade tiveram comportamento semelhante à condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.

No Poço 1, a média da concentração de cloreto foi de $4,86 \text{ mg Cl}^-. \text{L}^{-1}$, maior que a média dos poços localizados entre as parcelas de água de $2,17 \text{ mg Cl}^-. \text{L}^{-1}$ e efluente $1,94 \text{ mg Cl}^-. \text{L}^{-1}$. Todos os valores referentes a concentração de cloreto estão descritos no Anexo A10.

O valor médio de salinidade no efluente anaeróbico aplicado foi de 0,5‰. No Poço 1 o valor máximo obtido foi de 0,2‰. No cenário água a média foi de 0,03‰ e no cenário efluente a média foi de 0,024‰. Os valores de salinidade amostrados nos poços e no efluente anaeróbico estão alocados no Anexo A11.

Os valores da concentração de cloreto para o Poço 1 estiveram acima dos demais poços de monitoração, indicando que a água subterrânea local já continha concentrações de cloreto. Essa presença de cloreto pode estar relacionada a alguma contaminação por fossa, uma vez que a área experimental está localizada em um bairro de pequenas propriedades rurais.

A irrigação com efluente não diferenciou significativamente da irrigação com água quando aplicado o teste estatístico de comparação de médias (Tabela 5.10), apenas entre os poços 5 e 10 as diferenças foram significativas para o parâmetro salinidade, devido a um provável acúmulo de sais.

Tabela 5.10 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbico para as variáveis cloreto e salinidade.

Cloreto (mg Cl ⁻ .L ⁻¹)					Salinidade (‰)			
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	=	=	=	=	=	=	=	≠
Chuva	=	=	=	=	=	=	=	=
Seca	=	=	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05

No cenário efluente, as características da água subterrânea foram independentes da lâmina hídrica aplicada, para os parâmetros cloreto e salinidade, ou seja, não tiveram diferenças significativas entre si.

Por outro lado, a comparação de médias entre o Poço 1 e os demais poços irrigados (Tabela 5.11) evidenciou que as irrigações mais frequentes no período de seca influenciaram nos valores de concentração de cloreto e salinidade promovendo o arraste de sais para a zona saturada. Os dados estão concordantes com HIRATA (2001).

Tabela 5.11 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para as variáveis cloreto e salinidade.

Poços de monitoração									
Período	Parâmetro	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
TOTAL	Cloreto	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
	Salinidade	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
CHUVA	Cloreto	=	=	=	=	=	=	=	=
	Salinidade	=	=	=	≠	=	=	=	=
SECA	Cloreto	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
	Salinidade	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Em nenhum momento, a concentração de cloreto nos poços ultrapassou o limite de $250 \text{ mg Cl}^- \cdot \text{L}^{-1}$, valores estes abaixo daqueles recomendados pela Portaria 1.469 (2000).

Nas Figuras 5.9 a 5.12 estão alocados os valores de cloreto e salinidade nos poços de monitoração ao longo de todo experimento.

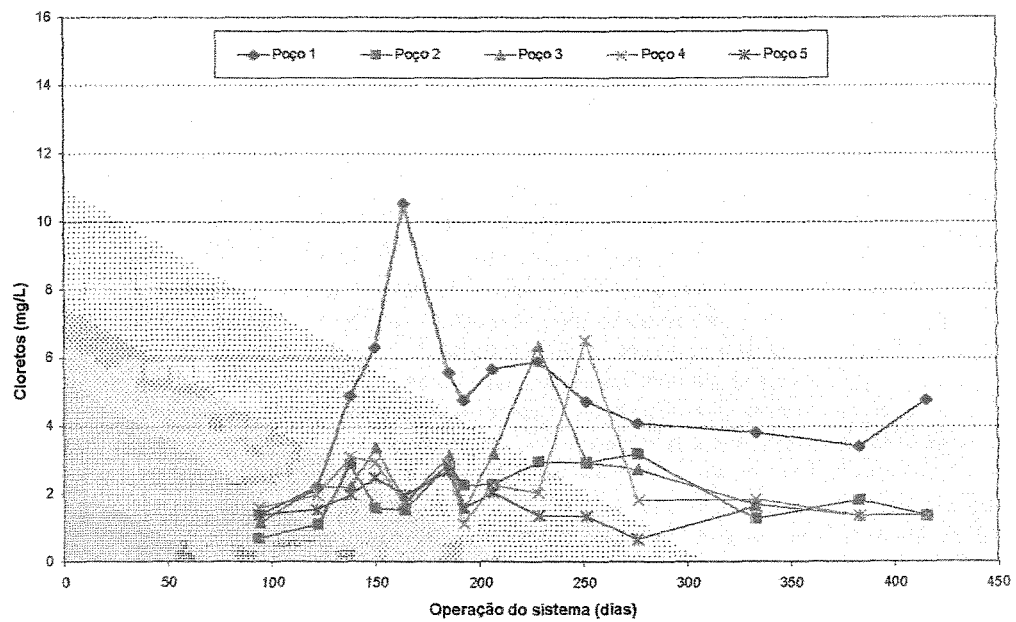


Figura 5.9 Resultados obtidos de cloreto nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

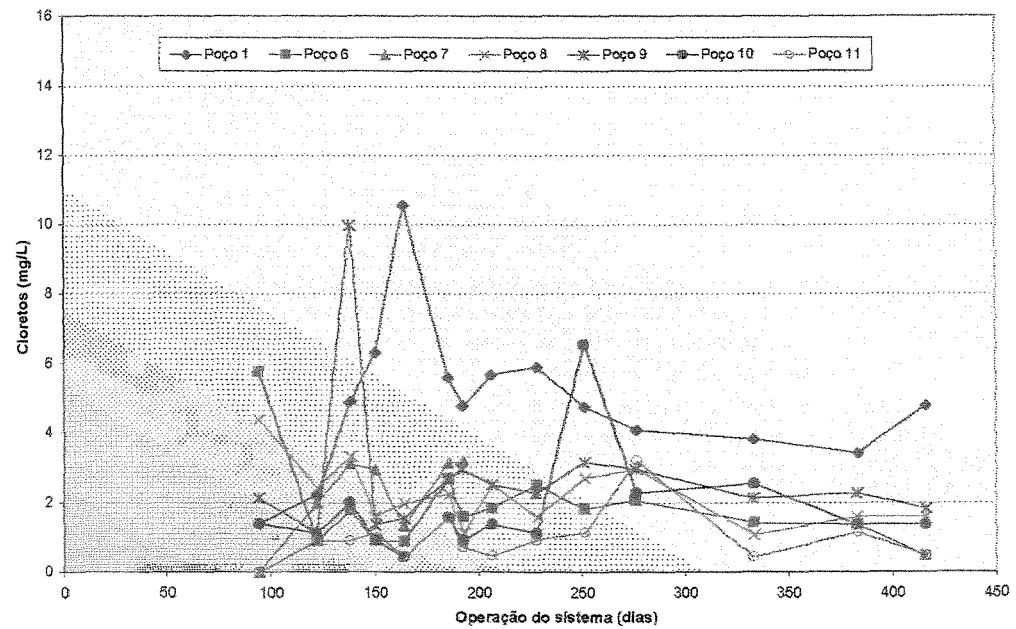


Figura 5.10 Resultados obtidos de cloreto nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

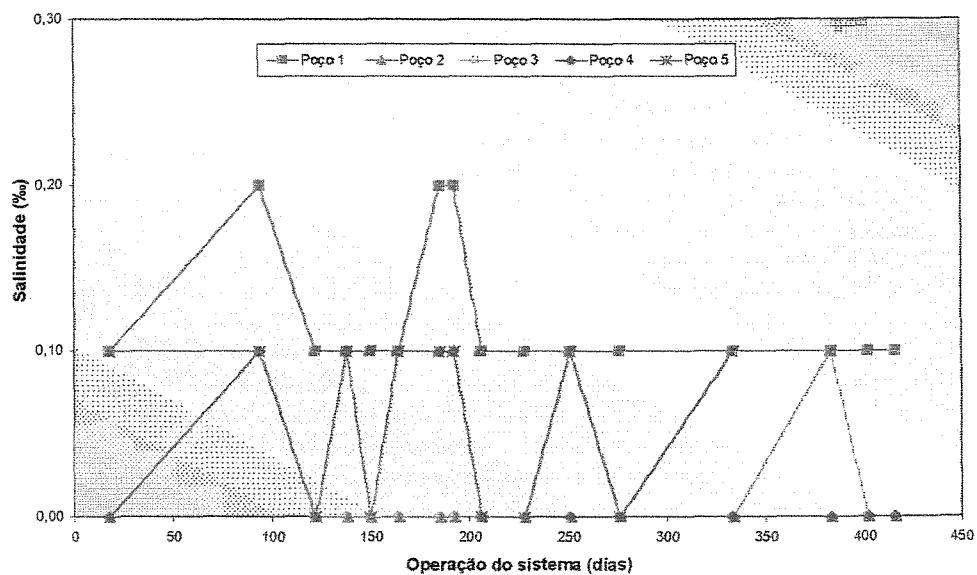


Figura 5.11 Resultados obtidos de salinidade nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

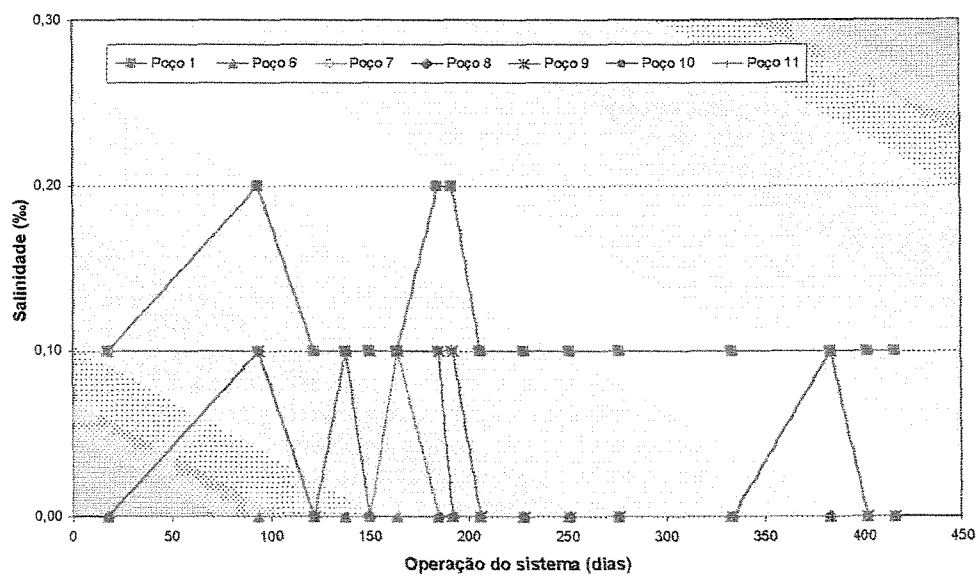


Figura 5.12 Resultados obtidos de salinidade nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

5.2.4 pH

Os resultados de pH do Poço 1 permaneceram entre 5,6 e 6,6 durante todo o período de análise. Enquanto que, nos poços entre as parcelas irrigadas com água, os valores de pH variaram entre 3,9 e 6,7. Os poços localizados entre as parcelas irrigadas com efluente variaram o pH entre 3,8 e 6,3 (Anexo A12).

No período de 100 a 150 dias de operação do sistema ocorreu uma queda nos valores de pH. Este período coincide com o final da segunda safra e após um período de chuvas contínuas. A redução no pH está relacionada com o processo de nitrificação do amônio pelos microrganismos presentes no solo associada a precipitação pluviométrica, uma vez que a planta em seu estágio final não requer nitrogênio, em vista disso, um acúmulo do mesmo no solo favoreceu a lixiviação. Após este período, observa-se um aumento e estabilização dos valores de pH. Apesar das irrigações mais freqüentes, este período coincide com o estágio de desenvolvimento da planta em que esta necessita de irrigação e nutrientes, Segundo VASQUEZ-MONTIEL (1996), o processo de nitrificação no solo pela ação dos microrganismos causa uma redução no pH.

Os resultados da análise estatística de comparação de médias dos dados de pH estão alocados na Tabela 5.12. Observou-se diferença entre as parcelas irrigadas com água e as parcelas irrigadas com efluente entre os Poços 4 e 9, no período da seca e entre os Poços 5 e 10, para todos os períodos analisados. Contudo, na análise estatística de comparação de médias do Poço 1 com os demais poços (Tabela 5.13), houve diferença significativa para todos os períodos analisados em todos os poços, exceto para o poço 5. No cenário efluente, os poços 9 e 10 tiveram diferença significativa em todos os períodos analisados, indicando que a aplicação de 60 cm alterou as características da água subterrânea de modo diferente à parcela de 40 cm.

Estes fatos podem não estar relacionados com a degradação biológica da matéria orgânica presente no efluente anaeróbio, mas sim com a lixiviação ou solubilização de compostos presentes no próprio solo, resultante da precipitação

pluviométrica e das irrigações, uma vez que a variação ocorre de forma semelhante em todos os poços. Estes compostos podem ter alterado o valor da concentração de íons H^+ na água dos poços monitorados e desta forma influenciado diretamente o valor do pH.

Tabela 5.12 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbico para a variável pH.

	pH			
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	≠	=	=	≠
Chuva	=	=	=	≠
Seca	≠	=	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Tabela 5.13 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbico para a variável pH.

	pH							
Período	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
Total	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
Chuva	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠	≠
Seca	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Nas Figuras 5.13 e 5.14 estão alocados os valores de pH durante o período de coletas.

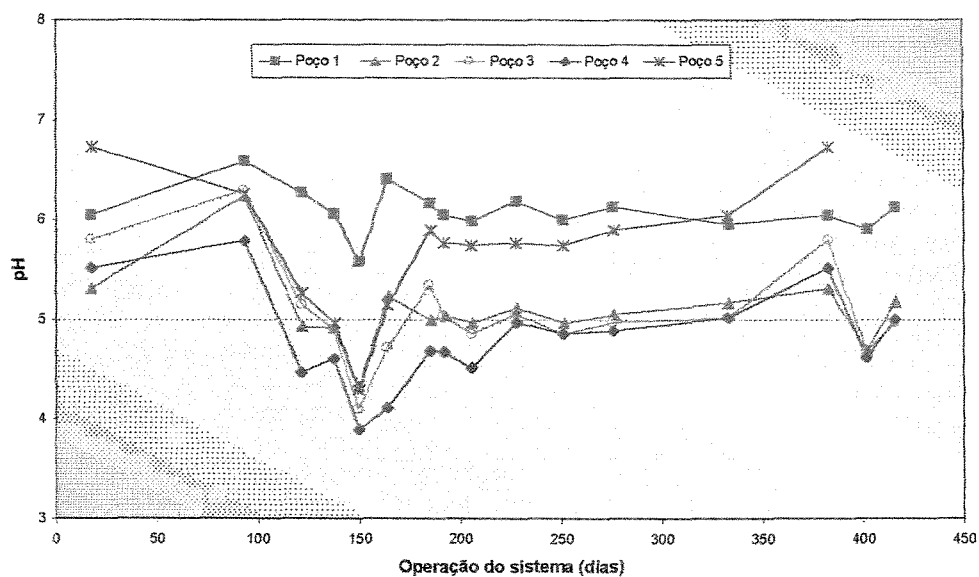


Figura 5.13 Resultados obtidos de pH nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

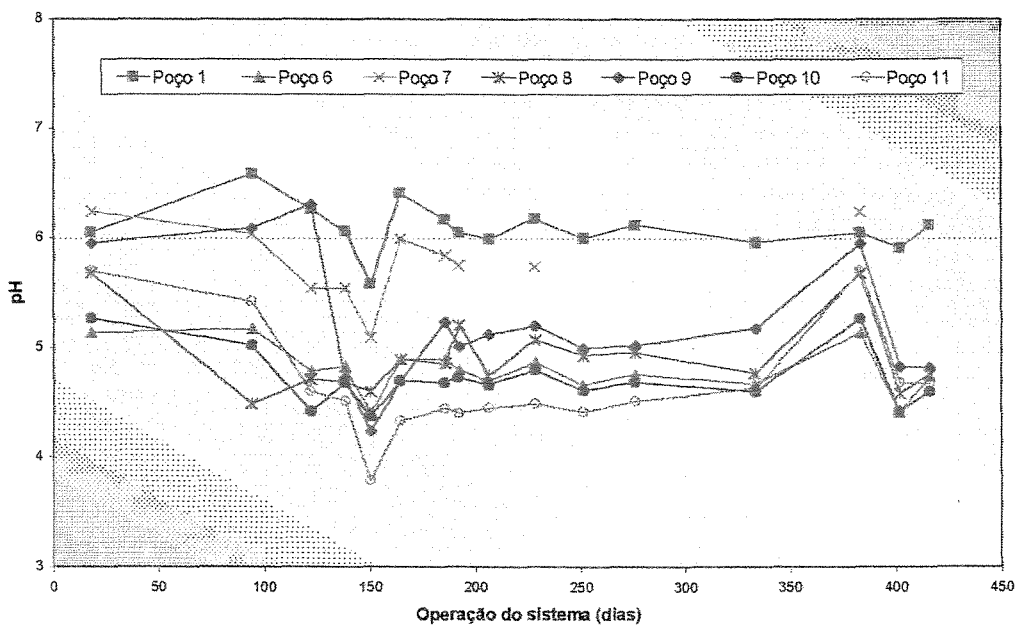


Figura 5.14 Resultados obtidos de pH nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

De acordo com a Portaria 1.469 (2000), a qualidade da água para consumo humano não é satisfatória para o parâmetro pH, sem um tratamento prévio, devido a alta variação dos valores fora da faixa estabelecida pela Portaria.

5.2.5 Nitrato e Nitrito

Para o íon nitrato, a média nos poços do cenário água foi de 1,395 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, para o período de chuva, e para o período de seca foi de 0,789 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. No cenário efluente, a média para o período de chuva foi de 1,216 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto que para o período de seca foi de 1,215 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ (Anexo A13). No Poço 1, a concentração média de nitrato no período de chuva foi de 0,711 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e para o período de seca foi de 0,159 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$.

A concentração do íon nitrito durante o período analisado não foi semelhante ao verificado para o íon nitrato. O valor médio para o cenário água no período de seca foi de 0,565 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$, ocorrendo o valor máximo de 5,389 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$, para o período de chuva, a média foi de 0,323 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. No cenário efluente o valor médio para o período de seca foi de 0,322 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e para o período de chuva foi de 0,265 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. No Poço 1, a concentração foi maior no período de seca, 0,665 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$, que no período de chuva, 0,224 mg $\text{NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. Os valores da concentração de nitrito para o efluente anaeróbico e poços de monitoração são apresentados no Anexo A14.

Os resultados da análise estatística de comparação de médias dos dados de nitrato e nitrito estão alocados na Tabela 5.14. Para ambos os parâmetros, não houve diferença significativa entre as parcelas de água e efluente. Isto indica que as aplicações de efluente estiveram dentro da capacidade de campo do solo. A comparação de médias no cenário efluente, porém, demonstrou que houve diferença entre os poços 8 e 9, no período total e entre os poços 6, 8 e 9 no período de seca, para o íon nitrato, indicando que a parcela de 60 cm não apresentou diferença em relação à parcela de 40 cm.

Tabela 5.14 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para os íons nitrato e nitrito.

Período	Nitrato ($\text{NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)				Nitrito ($\text{mg NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$)			
	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	=	=	=	=	=	=	=	=
Chuva	=	=	=	=	=	=	=	=
Seca	=	=	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

No teste comparativo de médias entre o Poço1 e os demais poços (Tabela 5.15) as diferenças foram mais significativas no período de seca para a concentração do íon nitrato. Isto pode ser resultado da fertilização do solo pelo efluente anaeróbio e pelo fertilizante, uma vez que os poços do cenário água também apresentam diferenças significativas quando comparado ao Poço 1. Apesar da planta estar em seu estágio de desenvolvimento, os nutrientes aplicados ultrapassaram a sua necessidade. Deste modo, a lixiviação pode ter sido auxiliada pelas irrigações freqüentes juntamente com as precipitações ocorridas (GAGLIARDI e KARNES, 2000). Contudo, em nenhuma das amostras analisadas o valor do íon nitrato ultrapassou a concentração de $10 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ estabelecido pela Portaria 1.469 (2000), de qualquer forma, a monitoração constante da água subterrânea é aconselhável.

Na comparação de médias dos poços com o Poço 1 (Tabela 5.15), a variável nitrito não difere para nenhum dos poços em todos os períodos analisados. Por se um elemento de transição do processo de nitrificação (METCALF e EDDY, 1991 e VON SPERLING, 1996), o íon nitrito provavelmente não sofre lixiviação.

Tabela 5.15 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para os íons nitrato e nitrito.

Poços de monitoração									
Período	Parâmetro	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
TOTAL	Nitrato	=	=	≠	≠	=	=	≠	≠
	Nitrito	=	=	=	=	=	=	=	=
CHUVA	Nitrato	=	=	=	=	=	=	=	=
	Nitrito	=	=	=	=	=	=	=	=
SECA	Nitrato	≠	≠	≠	=	≠	=	≠	≠
	Nitrito	=	=	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Os resultados obtidos para os valores da concentração do íon nitrato nos poços das parcelas irrigadas com efluente não ultrapassaram $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, recomendado na Portaria 1.469 (2000), para consumo humano. O mesmo ocorreu com os poços locados nas parcelas irrigadas com água e no Poço 1. Para este parâmetro em questão, a água não oferece riscos à saúde.

Quanto ao íon nitrito, alguns valores ultrapassaram o limite estabelecido pela Portaria 1.469 (2000) que é de $1 \text{ mg NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$, não sendo adequada ao consumo, podendo oferecer sérios riscos à saúde humana, como por exemplo, metahemoglobinemia em crianças (SAMPAT, 2000).

Nas Figuras 5.15 a 5.18 estão demonstradas as variações dos valores de nitrato e nitrito ao longo do período de coletas.

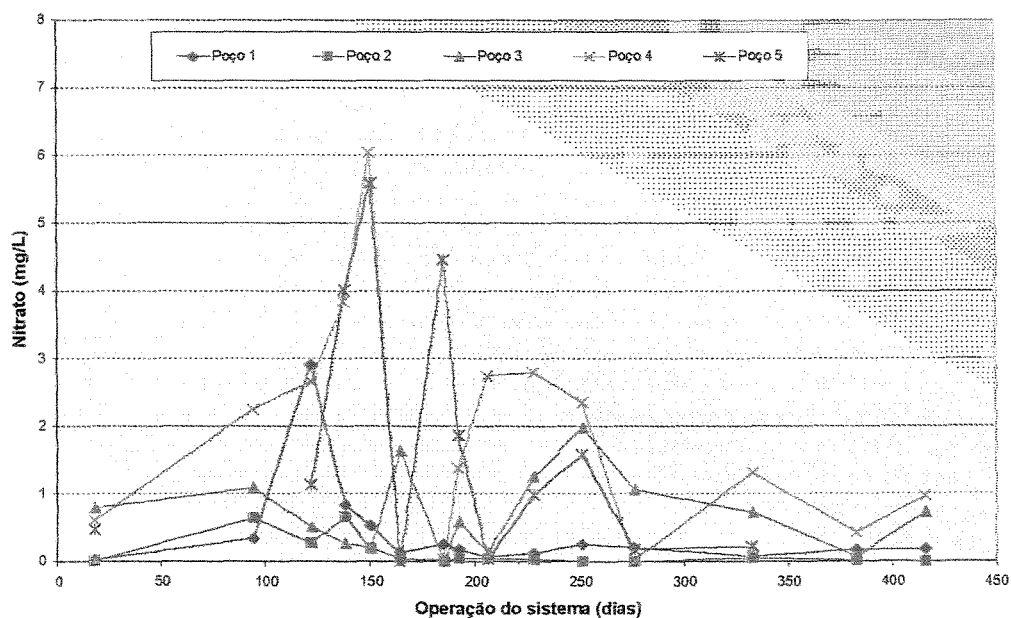


Figura 5.15 Resultados obtidos do íon nitrato nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

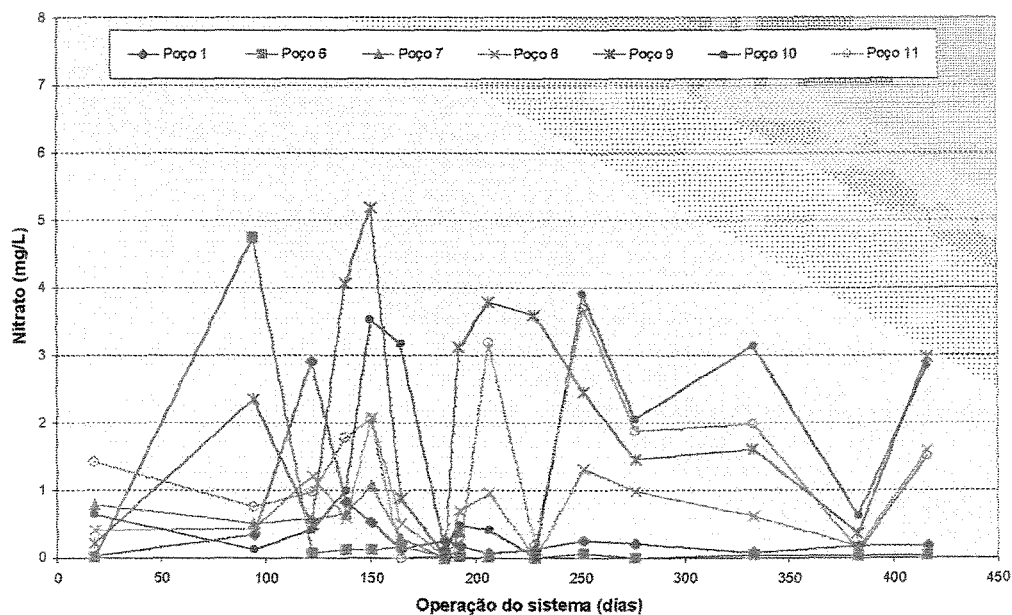


Figura 5.16 Resultados obtidos do íon nitrato nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

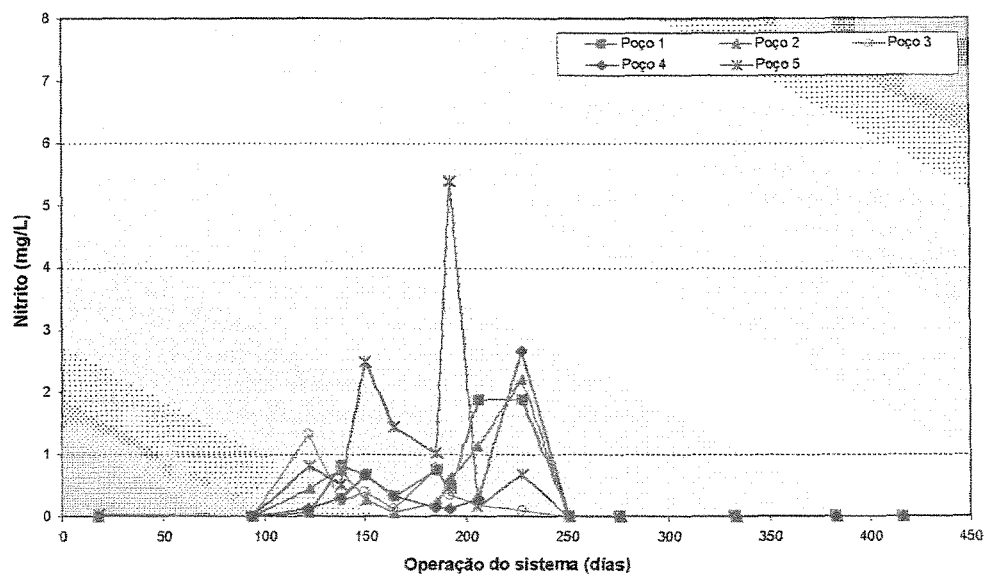


Figura 5.17 Resultados obtidos do íon nitrito nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

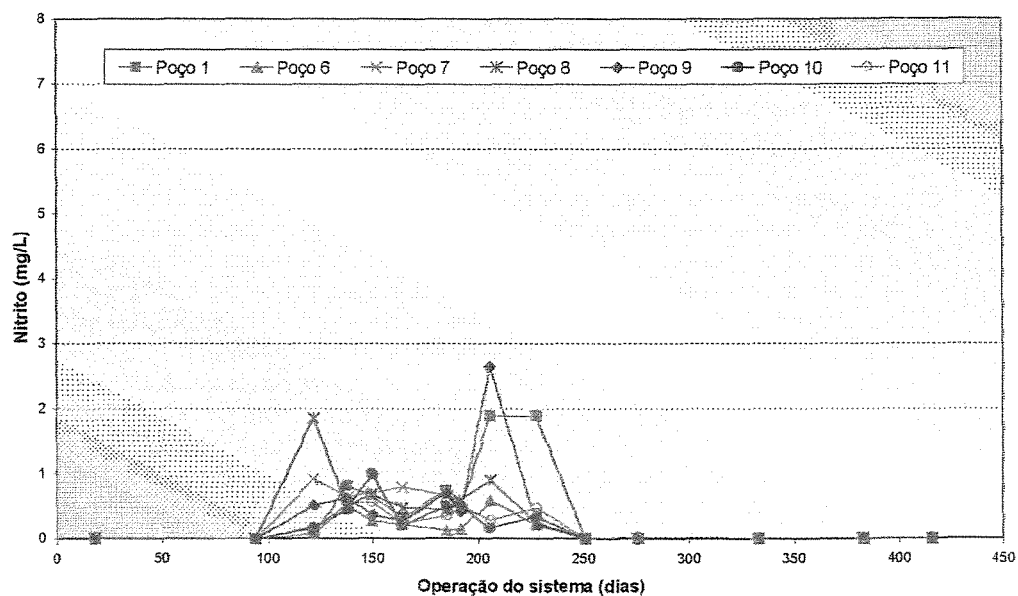


Figura 5.18 Resultados obtidos do íon nitrito nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

5.2.6 Coliformes totais e *Escherichia coli*

A contaminação por coliformes totais ocorreu em todas as amostras dos poços de monitoração durante o período de coleta, inclusive para o Poço 1 (Controle) (Anexo A15).

Entre os poços 2 e 6 e os poços 3 e 8, as diferenças foram significativas quando se comparou a irrigação com água e efluente no período de seca (Tabela 5.16), para coliformes totais, porém esta contaminação pode ser proveniente do solo do próprio local.

A ocorrência de coliformes totais em poços rasos é comum, conforme relata FERREIRA (1999). A sobrevivência de coliformes totais nos poços está associada a fatores tais como nutrientes, umidade e a oxigênio (FERREIRA, 1999 e BITTON e GERBA, 1945).

Somente para coliformes totais houve diferença significativa no cenário efluente entre os poços 6 e 8 no período total e de seca. Esta diferença somente na taxa de aplicação de 20 cm, é devido a área do poço 6 não ser irrigada, diferente do poço 8 que fica após a taxa de irrigação. As demais parcelas não apresentaram diferenças em relação à parcela de 20 cm. Para *Escherichia coli* não houve diferenças significativas entre as lâminas hídricas aplicadas do cenário efluente.

Quanto ao parâmetro *Escherichia coli*, (Tabela 5.16) não houve diferença significativa entre a água e efluente. Apesar do efluente conter concentrações elevadas de *Escherichia coli*, a maior eliminação ocorreu nas camadas superficiais do solo. Esta diminuição pode ser devido às condições desfavoráveis de sobrevivência tais como irradiação solar, predação e adsorção pelas partículas do solo, relatadas por CHERNICHARO (1997). A microbiota natural pode remover significativamente as bactérias. Os protozoários são os principais predadores das bactérias (ACEA, 1988 apud BOMO, 2003). Os valores referentes a *Escherichia coli* estão anotados no Anexo A16.

Quando comparados ao Poço 1, os coliformes totais diferem em alguns poços devido a fatores já mencionados, conforme a Tabela 5.17. As irrigações podem ter contribuído para esta variação em alguns poços devido ao fornecimento de nutrientes pela irrigação com efluentes. Para a *Escherichia coli* não houve influência das irrigações, conforme observado na Tabela 5.17.

Tabela 5.16 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para as variáveis coliformes totais e *Escherichia coli*.

Período	Coliformes totais (NMP/100mL)				<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)			
	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	≠	≠	=	=	=	=	=	=
Chuva	=	=	=	=	=	=	=	=
Seca	≠	≠	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;
 ≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05

Tabela 5.17 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para as variáveis coliformes totais e *Escherichia coli*.

Poços de monitoração									
Período	Parâmetro	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
TOTAL	Coliformes totais	≠	=	=	=	=	≠	≠	≠
	E. coli	=	=	=	=	=	=	=	=
CHUVA	Coliformes totais	≠	=	=	=	=	=	=	=
	E. coli	=	=	=	=	=	=	=	=
SECA	Coliformes totais	≠	=	=	=	=	≠	≠	=
	E. coli	=	=	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;
 ≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05

Nas Figuras 5.19 a 5.22 estão alocados os valores de coliformes totais e *Escherichia coli* ao longo do período de coletas.

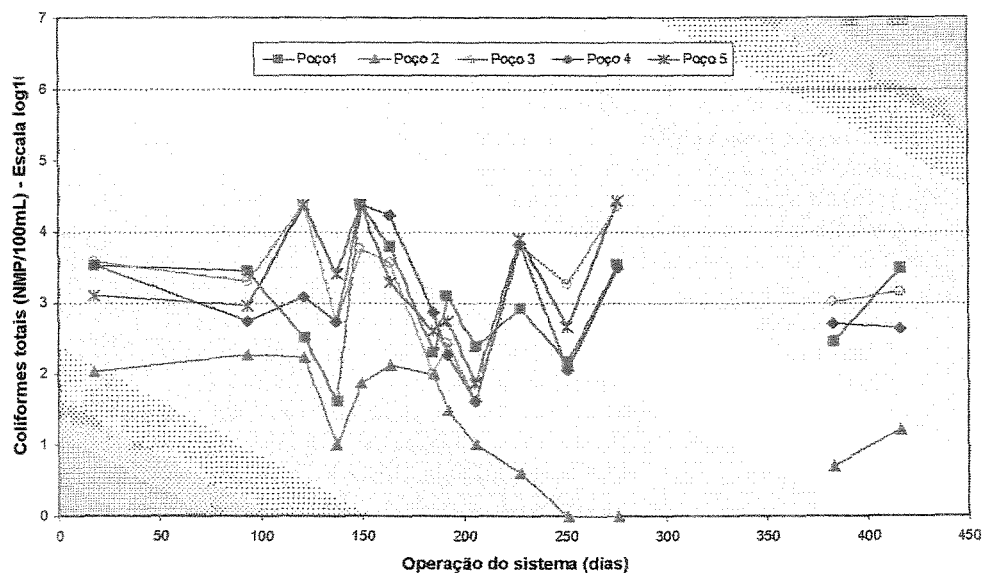


Figura 5.19 Log10 do NMP/100 mL de coliformes totais nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

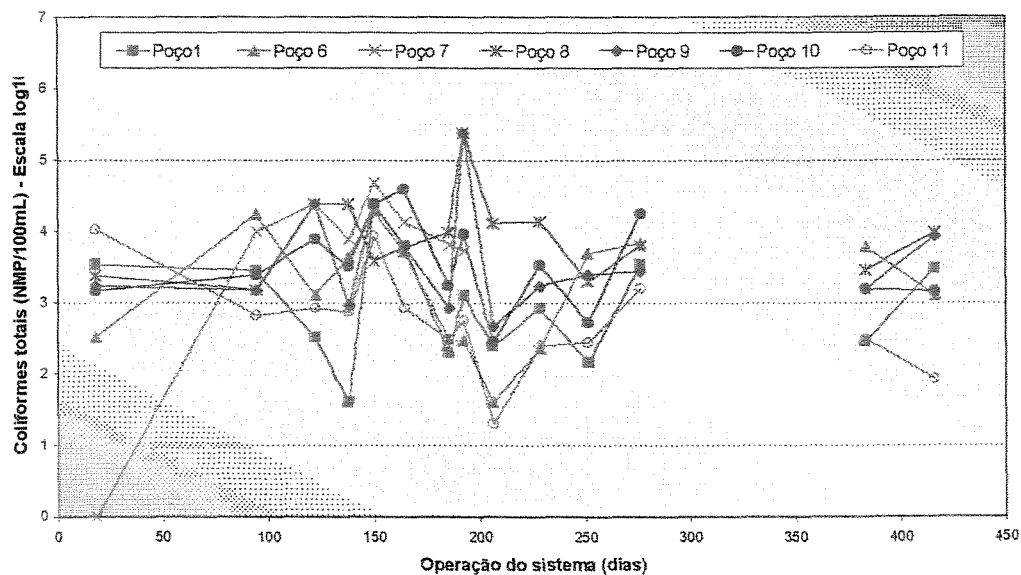


Figura 5.20 Log10 do NMP/100 mL de coliformes totais nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

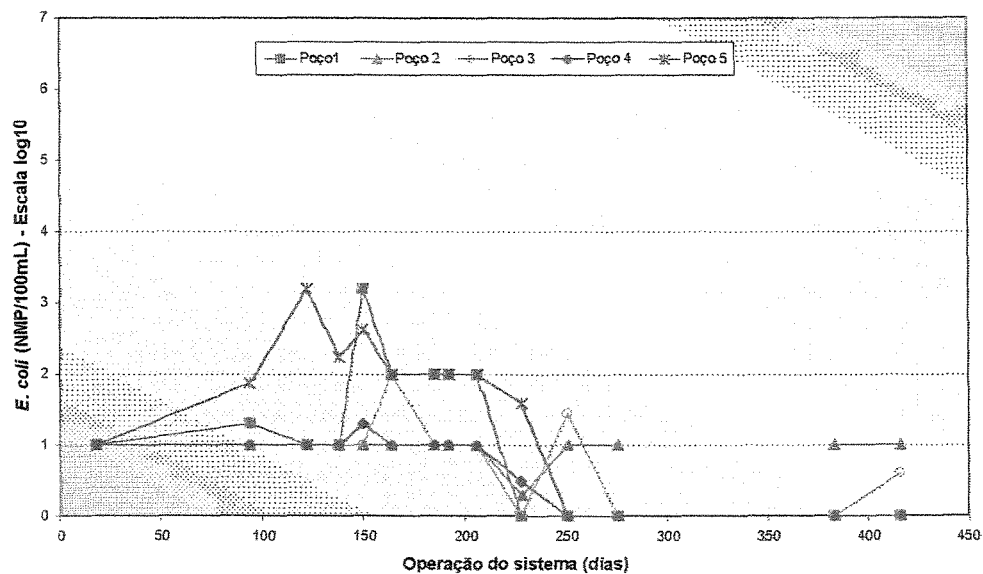


Figura 5.21 Log10 do NMP/100 mL de *Escherichia coli* nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

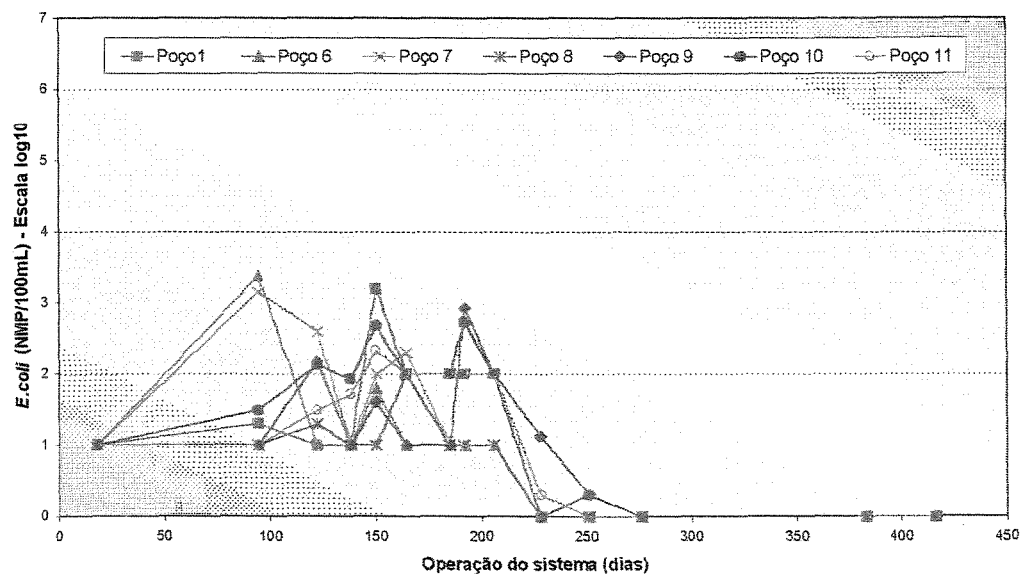


Figura 5.22 Log10 do NMP/100 mL de *Escherichia coli* nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

No período referente a 333 dias de operação do sistema, as análises de Coliformes totais e *Escherichia coli* não foram realizadas devido às dificuldades na aquisição dos reagentes.

A qualidade da água dos poços em relação a coliformes totais e *Escherichia coli* esteve muito longe da desejada para consumo humano, estabelecida pela Portaria 1.469 (2000) como ausência em 100 mL da amostra.

5.2.7 *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*)

Em algumas coletas realizadas nos poços, a contaminação por *Enterococcus* foi detectada. Os valores referentes a *Enterococcus* estão demonstrados no Anexo A17.

De acordo com o teste estatístico de comparação de médias apresentado na Tabela 5.18, as irrigações, efluente e água, não diferem entre si para quaisquer dos períodos analisados. Durante uma coleta, no período de chuva, o poço 5 apresentou valor mais elevado de $2,40 \times 10^6$ NMP/100 mL. Este valor obtido ocorreu no mês de março de 2003, após uma irrigação por efluente seguida por um período de chuvas constantes (Figuras 5.23 e 5.24). Apesar deste valor ser referente à coleta realizada no poço 5, este fato pode estar relacionado a proximidade deste poço com as parcelas de efluente locadas acima proporcionando um possível arraste da contaminação, uma vez que o poço é o último instalado nas parcelas de água.

As diferentes taxas de aplicação no cenário efluente não influenciaram para o parâmetro *Enterococcus* de acordo com o teste estatístico de comparação de médias entre os poços.

Tabela 5.18 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para a variável *Enterococcus*.

<i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>) (NMP/100mL)				
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	=	=	=	=
Chuva	=	=	=	=
Seca	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

As irrigações não influenciaram de forma significativa na qualidade da água subterrânea quando comparadas ao Poço 1 (Tabela 5.19). Mesmo apresentando contaminação por *Enterococcus*, esta ocorreu para todos os poços, inclusive Poço 1, devido provavelmente a contaminações externas. Apesar do tempo de sobrevivência maior que a *Escherichia coli* no solo (SANCHEZ, 1999), as condições desfavoráveis do ambiente não permitiram contribuições significativas para a água subterrânea, sendo eliminada nas camadas superficiais do solo.

Segundo SANCHEZ (1999) os *Streptococcus faecalis* não ocorrem em águas e solos de áreas não poluídas, sendo que as poucas incidências estão relacionadas diretamente a animais de vida selvagem ou a drenagem do solo por enxurradas.

Tabela 5.19 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para a variável *Enterococcus*.

<i>Streptococcus faecalis</i> (<i>Enterococcus</i>) (NMP/100mL)								
Período	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
Total	=	=	=	=	=	=	=	=
Chuva	=	=	=	=	=	=	=	=
Seca	=	=	=	=	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

Nas Figuras 5.23 a 5.24 são apresentados os valores de *Enterococcus* ao longo do período de coletas.

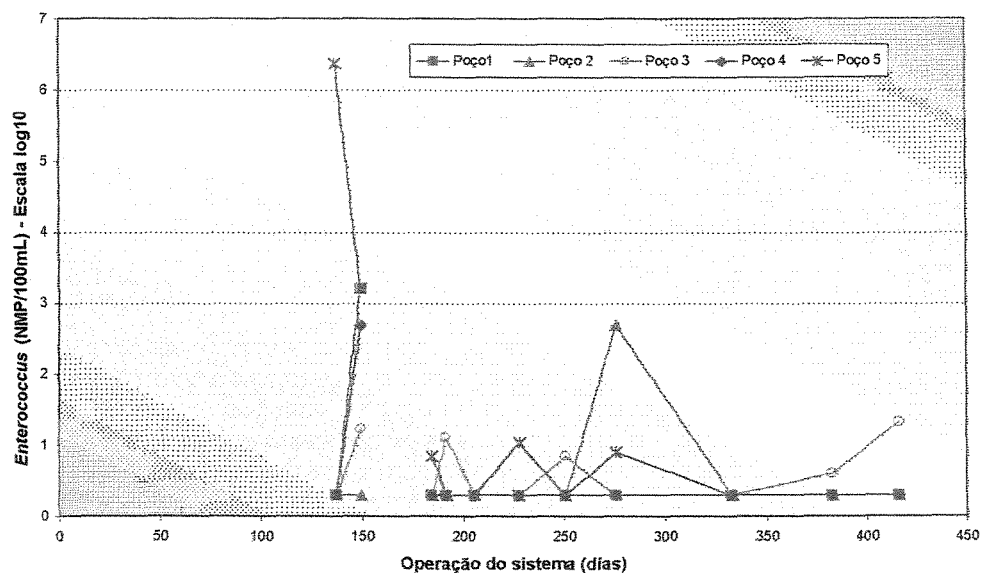


Figura 5.23 Log 10 do NMP/100 mL de *Enterococcus* nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

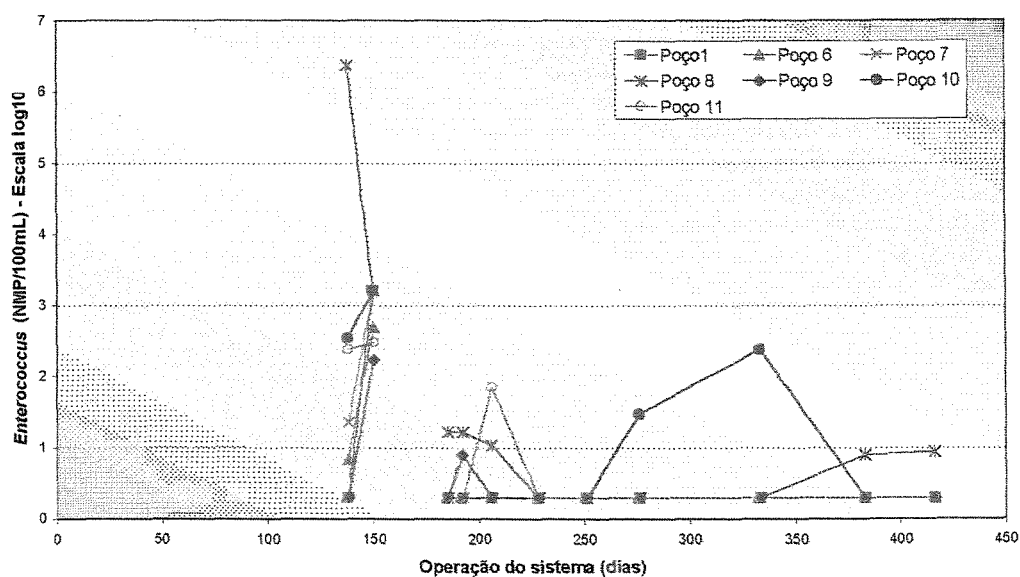


Figura 5.24 Log 10 do NMP/100 mL de *Enterococcus* nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

Os valores de *Enterococcus* faltantes nos gráficos referem-se a um período de adaptação da metodologia.

A variação dos valores de *Enterococcus* durante todo o período, indica que a água não é aconselhável para consumo humano sem uma desinfecção prévia, mesmo não sendo reportada na Portaria 1.469 (2000).

5.2.8 Bactérias heterotróficas

Em todas as amostras analisadas os valores de densidade de bactérias heterotróficas foram na ordem de 10^3 . Os valores de bactérias heterotróficas no efluente anaeróbio e nos poços de monitoração estão apresentados no Anexo A18.

A comparação de médias entre os poços do cenário água e do cenário efluente não indicou diferenças significativas conforme a Tabela 5.20. A única exceção ocorreu entre os poços 2 e 6, no período total e poços 3 e 8, no período de chuva.

Os resultados de bactérias heterotróficas nos poços entre as parcelas de efluente não demonstraram diferenças entre si, de acordo com o teste estatístico. A contaminação por bactérias heterotróficas ocorreu independente da taxa aplicada.

Tabela 5.20 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para a variável bactérias heterotróficas.

Bactérias heterotróficas (UFC/mL)				
Período	P2/P6	P3/P8	P4/P9	P5/P10
Total	≠	=	=	=
Chuva	=	≠	=	=
Seca	=	=	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com $P = 0,05$;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com $P = 0,05$

As bactérias representam a maior parte da população microbiana do solo (PELCZAR *et al*, 1986), desta forma, sua ocorrência em poços rasos é freqüente devido

a diversos fatores tais como nutrientes, temperatura (FERREIRA, 1999). A variação nas médias entre os poços 2 e 6 pode ser explicada por este fator.

De acordo com os resultados da comparação de médias entre o Poço 1 e os demais poços (Tabela 5.21) mostraram que as irrigações influenciaram de forma a intensificar a densidade de bactérias heterotróficas, tanto no cenário água e no cenário efluente. É provável que a fertilização do solo devido à aplicação de efluente e fertilizante químico tenham fornecido nutrientes e condições favoráveis para o desenvolvimento destas bactérias. GAGLIARDI e KARNS (2000), correlacionaram o desenvolvimento das bactérias a quantidade de nutrientes como nitrogênio fornecido.

Tabela 5.21 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 1 e poços nas parcelas água e efluente anaeróbio para a variável bactérias heterotróficas.

Bactérias heterotróficas (UFC/mL)								
Período	P1 – P2	P1 – P3	P1 – P4	P1 – P5	P1 – P6	P1 – P8	P1 – P9	P1 – P10
Total	=	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠
Chuva	=	=	≠	=	≠	≠	≠	≠
Seca	=	≠	≠	≠	≠	≠	≠	≠

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05

Em todas as amostras analisadas os resultados de bactérias heterotróficas ultrapassaram o recomendado pela Portaria 1.469 (2000) que é de 500 UFC/mL, para água de consumo humano. Embora a presença de bactérias heterotróficas não seja indicativa de contaminação fecal, algumas bactérias são consideradas patógenas, além disso, quantidades elevadas de bactérias heterotróficas (> 1000 UFC/mL) podem interferir na detecção de coliformes devido à ação de *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Proteus*, *Bacillus*, *Actinomyces*, *Sarcina* e leveduras (CETESB, 1986). Portanto sua utilização para consumo humano não é aconselhável sem prévia desinfecção.

Nas Figuras 5.25 e 5.26 estão alocados os valores em UFC/mL de bactérias heterotróficas ao longo do período analisado.

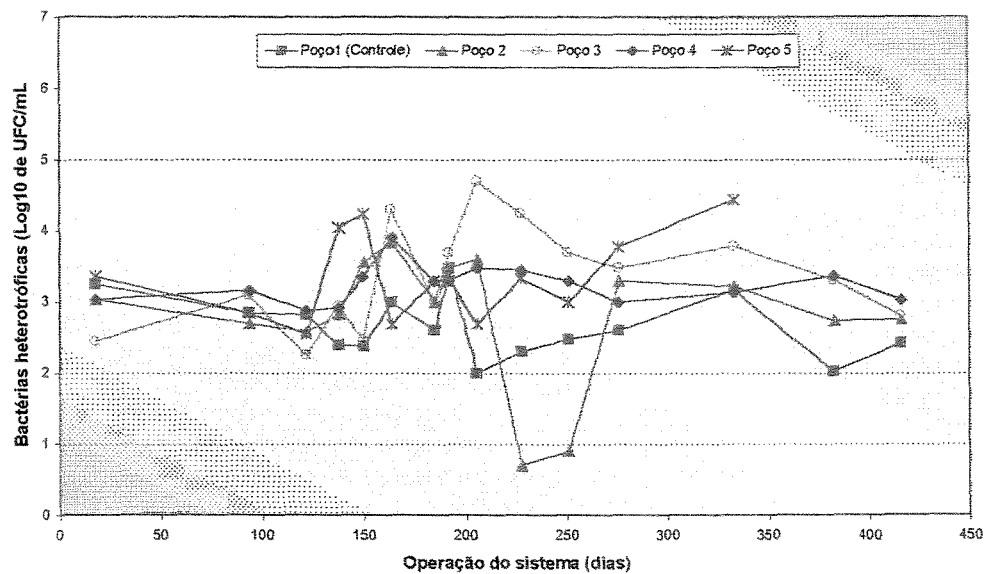


Figura 5.25 Log₁₀ de UFC/mL de bactérias heterotróficas nos poços do cenário água comparados ao Poço 1.

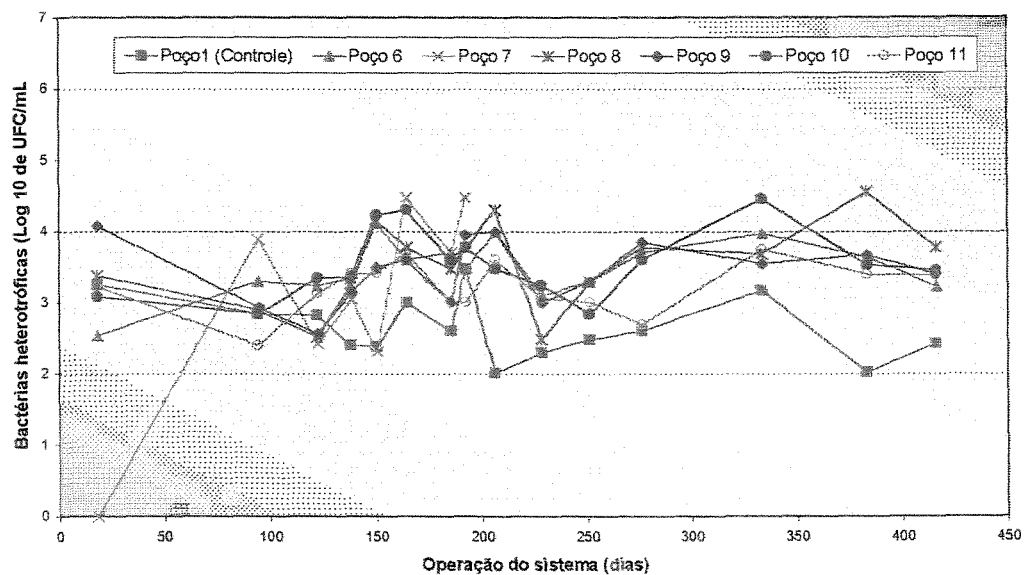


Figura 5.26 Log₁₀ de UFC/mL de bactérias heterotróficas nos poços do cenário efluente comparados ao Poço 1.

5.3 Comparação entre poços com pré-filtro de areia e pré-filtro de brita

A comparação estatística para os poços com pré-filtro de areia e pré-filtro de brita somente foi realizada entre os Poços 10 e 11. Os Poços 7 e 11 foram os únicos construídos com pré-filtro de areia, conforme descrito anteriormente. Os Poços 6 e 7 não puderam ser comparados entre si devido ao assoreamento ocorrido no Poço 7.

As diferenças significativas entre os Poços 10 e 11 ocorreram apenas para coliformes totais e bactérias heterotróficas (Tabela 5.22).

No Poço 10 de brita os valores obtidos para bactérias heterotróficas e coliformes totais foram maiores quando comparados ao Poço 11 de areia, conforme observado nas Figuras 5.27 e 5.28. A redução dos valores para coliformes totais e bactérias heterotróficas entre areia e brita pode ser explicada pela maior superfície de contato, ou área específica, da areia em relação à brita, facilitando o desenvolvimento de um biofilme onde os microrganismos são retidos. Este mecanismo é semelhante ao processo de filtros de areia e de filtros biológicos.

Segundo ALÉM SOBRINHO (1983) apud NUVOLARI *et al* (2003), os filtros biológicos consistem na percolação do esgoto por um leito permeável do tipo areia, brita ou material sintético, onde se forma uma película gelatinosa, biofilme, composta por microrganismos na qual vai sendo retida a matéria orgânica a ser decomposta. A eficiência de tratamento nos filtros biológicos está diretamente relacionada com a área específica do material de enchimento. Além disso, BOMO (2003) atribuiu a alta eficiência de remoção de microrganismos em filtros de areia devido à ação predatória dos protozoários.

Os parâmetros físico-químicos avaliados não tiveram diferença significativa entre areia e brita. É provável que a espessura da camada de areia no poço de monitoração (5 cm) foi insuficiente para atuar como um mecanismo de tratamento. Estudos realizados em filtros de areia geralmente possuem uma camada de areia mais

significativa. NAKHLA e FARROQ (2003) estudaram a eficiência em remoção de nitrogênio em um filtro de areia com profundidade mínima de 50 cm.

Para as variáveis *Escherichia coli* e *Enterococcus*, as diferenças não foram significativas devido provavelmente a baixa concentração destas bactérias na água subterrânea, devido à sua eliminação nas camadas mais superficiais do solo, como descrito anteriormente.

Tabela 5.22 Resultados do teste estatístico da comparação de médias entre Poço 10 e Poço 11 nos períodos total, chuva e seca para todas as variáveis analisadas.

Parâmetros	Períodos		
	TOTAL	CHUVA	SECA
Turbidez	=	=	=
Cor	=	=	=
Condutividade elétrica	=	=	=
Sólidos Totais Dissolvidos	=	=	=
Cloreto	=	=	=
Salinidade	=	=	=
pH	=	=	=
Nitrato	=	=	=
Nitrito	=	=	=
Coliformes totais	≠	=	≠
<i>Escherichia coli</i>	=	=	=
<i>Enterococcus</i>	=	=	=
Bactérias heterotróficas	≠	=	=

Obs.: = : os resultados não diferem com nível de significância com P = 0,05;

≠ : os resultados diferem com nível de significância com P = 0,05;

Poço 10: pré-filtro de brita;

Poço 11: pré-filtro de areia.

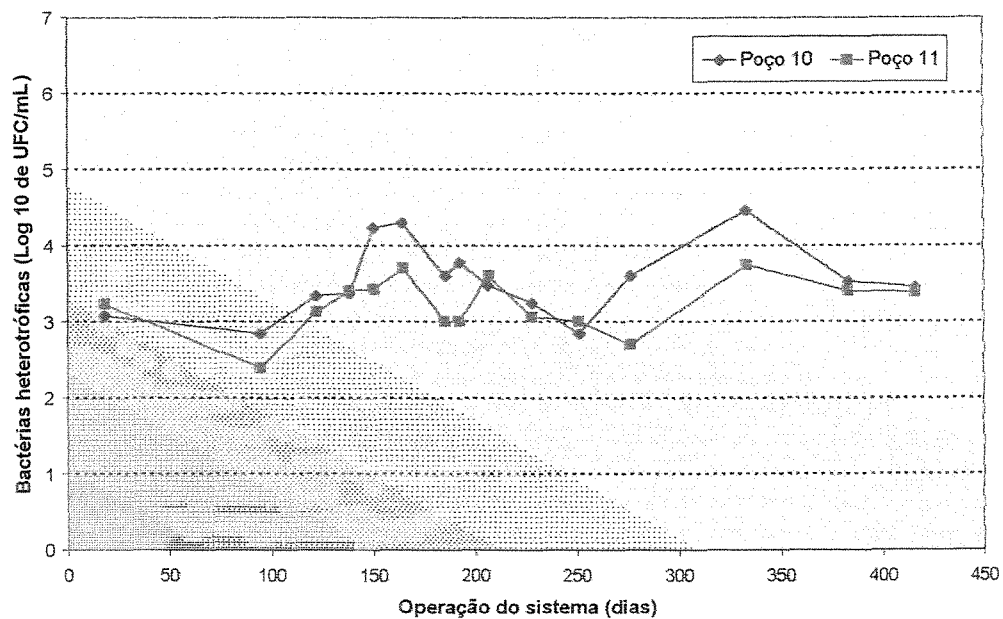


Figura 5.27 Bactérias heterotróficas em Log 10 de UFC/mL no Poço 10 de brita comparado ao Poço 11 de areia.

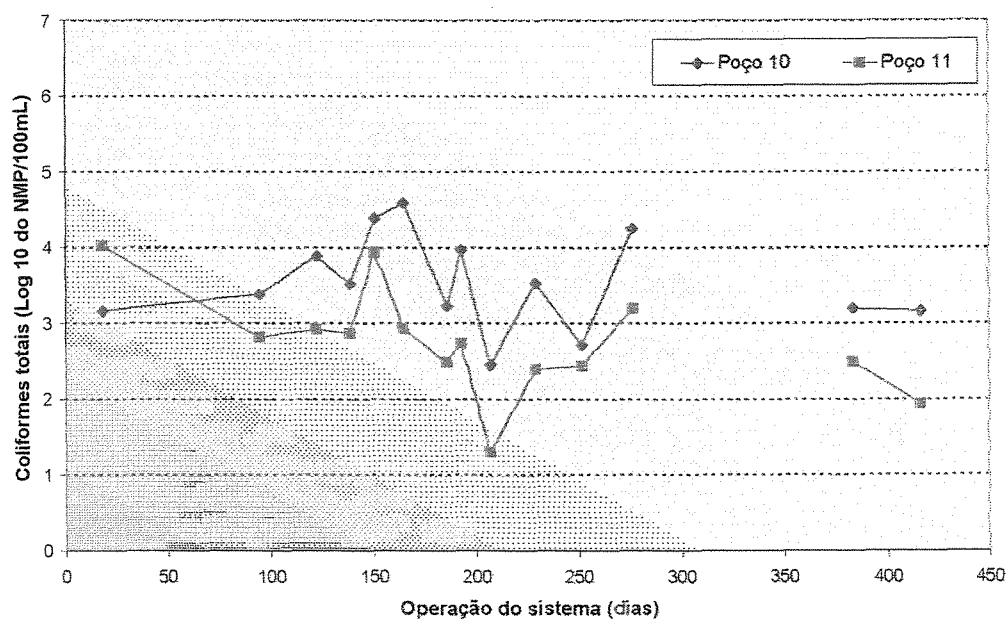


Figura 5.28 Coliformes totais em Log 10 do NMP/100mL no Poço 10 de brita comparado ao Poço 11 de areia.

6 CONCLUSÕES

O pós-tratamento do efluente anaeróbio utilizado é necessário, uma vez que o mesmo não atende aos padrões de lançamento da Resolução nº 20 do CONAMA (1986) em virtude da baixa redução de microrganismos e nutrientes.

Na área experimental, os ensaios bacteriológicos realizados no Poço 1 (Controle) demonstraram que a qualidade da água subterrânea local não é satisfatória para consumo humano. O mesmo ocorreu com alguns parâmetros físico-químicos como pH, cor, turbidez e nitrito quando comparados com a Portaria 1.469 (2000). A qualidade da água local pode estar sujeita a contaminação externa de fossas, uma vez que a área experimental está localizada em um bairro de pequenas propriedades rurais.

Nos poços de monitoração instalados, os parâmetros que merecem destaque são os íons nitrato e nitrito, por serem considerados de difícil remoção e estarem associados a ocorrência de metahemoglobinemia infantil, (SAMPAT, 2000). A variação nos valores da concentração de íons nitratos manteve-se abaixo da estabelecida pela Portaria 1.469 (2000), $10 \text{ mg NO}_3\text{.L}^{-1}$, não oferecendo riscos à saúde. No entanto, a monitoração constante da água subterrânea é aconselhável.

O íon nitrito ultrapassou em algumas amostras o limite estabelecido pela Portaria 1.469 (2000). Mesmo que a amostra fosse clorada, para a eliminação de microrganismos, a água não deveria ser utilizada para consumo humano devido ao risco da metahemoglobinemia.

A contaminação da água subterrânea com relação aos parâmetros bacteriológicos esteve em desacordo com a Portaria 1.469 (2000) para consumo humano ou mesmo para o uso em irrigação direta de culturas consumidas cruas. No

entanto, o risco de contaminação à saúde pode ser eliminado por um tratamento de desinfecção como a cloração.

Quanto às demais variáveis tais como pH, cor, turbidez mesmo não apresentando qualidade satisfatória em algumas amostragens, não são fatores preocupantes devido à facilidade no tratamento requerida de acordo com o uso.

A comparação entre a água dos poços no cenário água e efluente, em geral, demonstrou que a aplicação do efluente anaeróbio não influenciou de forma negativa na qualidade da água subterrânea monitorada.

Pode-se concluir que entre as lâminas hídricas aplicadas houve diferenças significativas para os parâmetros pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, nitrato e coliformes totais, de acordo com o teste de comparação de médias. Para pH, as diferenças ocorreram entre os poços 9 e 10, portanto, indicando que a aplicação de 60 cm alterou as características da água subterrânea de modo diferente à parcela de 40 cm. Para condutividade elétrica, as lâminas hídricas aplicadas diferenciaram-se no período total, no período de chuva a diferença ocorreu nos poços da última parcela enquanto que, na seca, a diferença ficou somente registrada entre o poço 6 e 8, devido ao processo de irrigação. Os resultados de sólidos totais dissolvidos diferenciaram-se, no período total e de seca, entre os poços 6 e 8, devido à irrigação por efluente. As parcelas de 40 e 60 cm se diferenciaram no período total. Para o íon nitrato, as diferenças significativas ocorreram apenas nas parcelas de irrigação de 20 e 40 cm, sendo que a parcela de 60 cm não apresentou diferença em relação à parcela anterior. A contaminação por coliformes totais foi mais influenciada pelo processo de irrigação do que pela lâmina hídrica aplicada, uma vez que as diferenças significativas ocorreram somente entre os poços 6 e 8, antes e após à área irrigada.

A precipitação pluviométrica, quando associada à aplicação do efluente no solo, pode acentuar os efeitos da contaminação para alguns parâmetros analisados como cor, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, salinidade, pH, nitrato e aspectos bacteriológicos. Foi observado que mesmo no período de seca houve diferença significativa, para alguns parâmetros, entre as irrigações com água e efluente. Este fato

é decorrente de um maior número de irrigações ocorridas neste período para suprir a necessidade da planta.

Mesmo não ocorrendo diferenças significativas de comportamento entre a água coletada, nos poços localizados no cenário água e esgoto, em relação a diversas variáveis estudadas, o mesmo fato não aconteceu quando da comparação dos poços de ambos os cenários com o Poço 1 para as mesmas variáveis. Estes fatos demonstram os efeitos decorrentes do processo de lixiviação resultante da irrigação tanto no cenário água como no cenário esgoto, ou seja, a “lavagem” de alguns constituintes do solo podem modificar sensivelmente as características da água subterrânea, podendo ou não prejudicar sua qualidade.

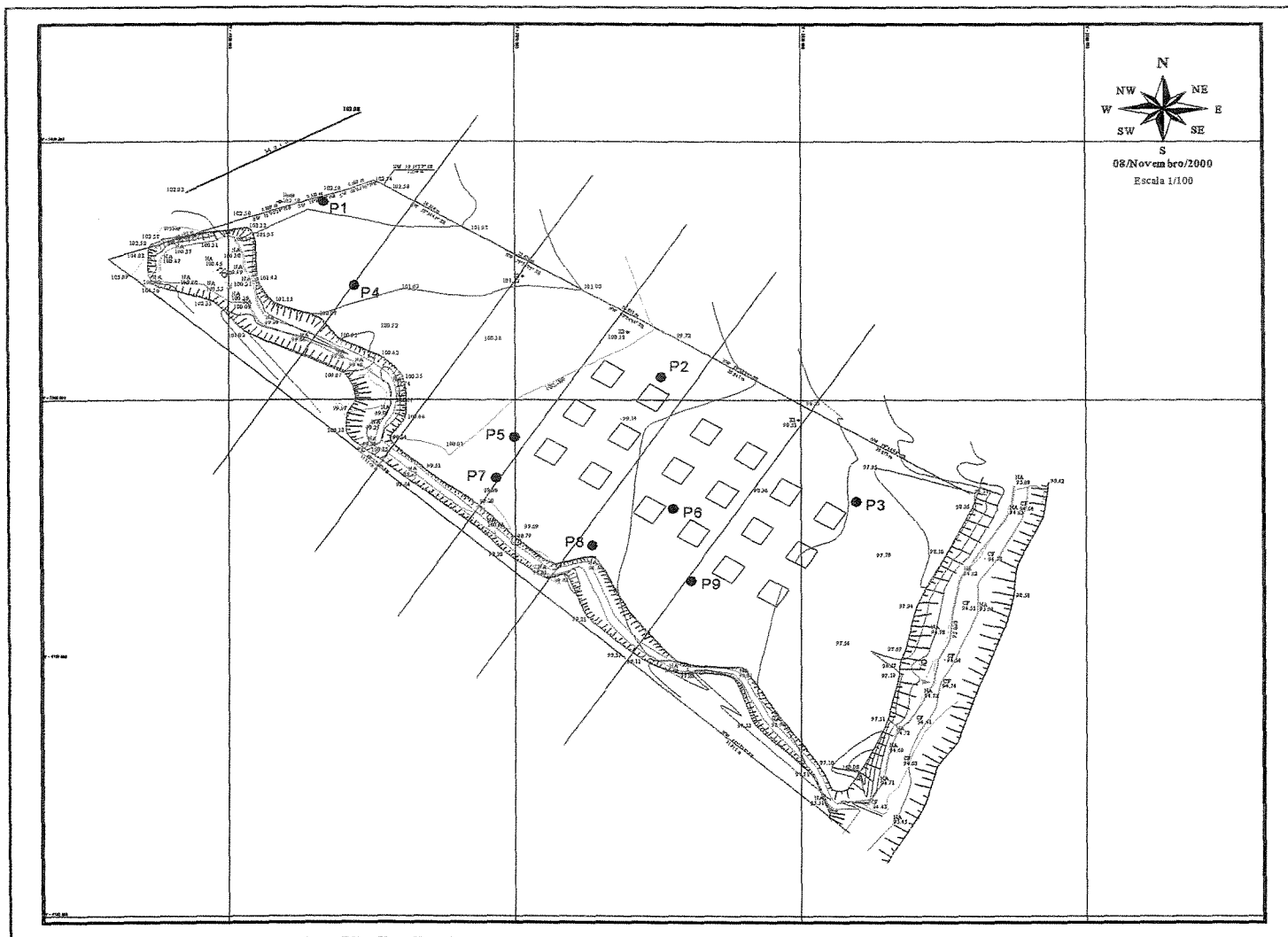
Deve-se considerar que a irrigação por efluentes tem um grande potencial quanto ao fornecimento de nutrientes para o solo e planta além de suprir a necessidade de água para a agricultura. Contudo, é necessário o manejo adequado e a monitoração constante do sistema para prevenir os efeitos de contaminação no solo e no aquífero, principalmente em locais onde a qualidade da água subterrânea já está comprometida.

A comparação estatística para os poços com pré-filtro de areia e pré-filtro de brita somente foi realizada entre os Poços 10 e 11. As diferenças significativas ocorreram apenas para coliformes totais e bactérias heterotróficas. A redução dos valores de coliformes totais e bactérias heterotróficas, entre areia e brita, pode ser explicada pela maior superfície de contato, ou área específica, da areia em relação à brita, facilitando o desenvolvimento de um biofilme onde os microrganismos são retidos. Contudo, a espessura da camada de areia não foi suficiente para alterar de forma significativa as outras variáveis analisadas. O assoreamento do Poço 7, areia, prejudicou a comparação melhor entre pré-filtro de areia e de brita, sendo apenas o Poço 11 insuficiente para o estudo.

7 RECOMENDAÇÕES

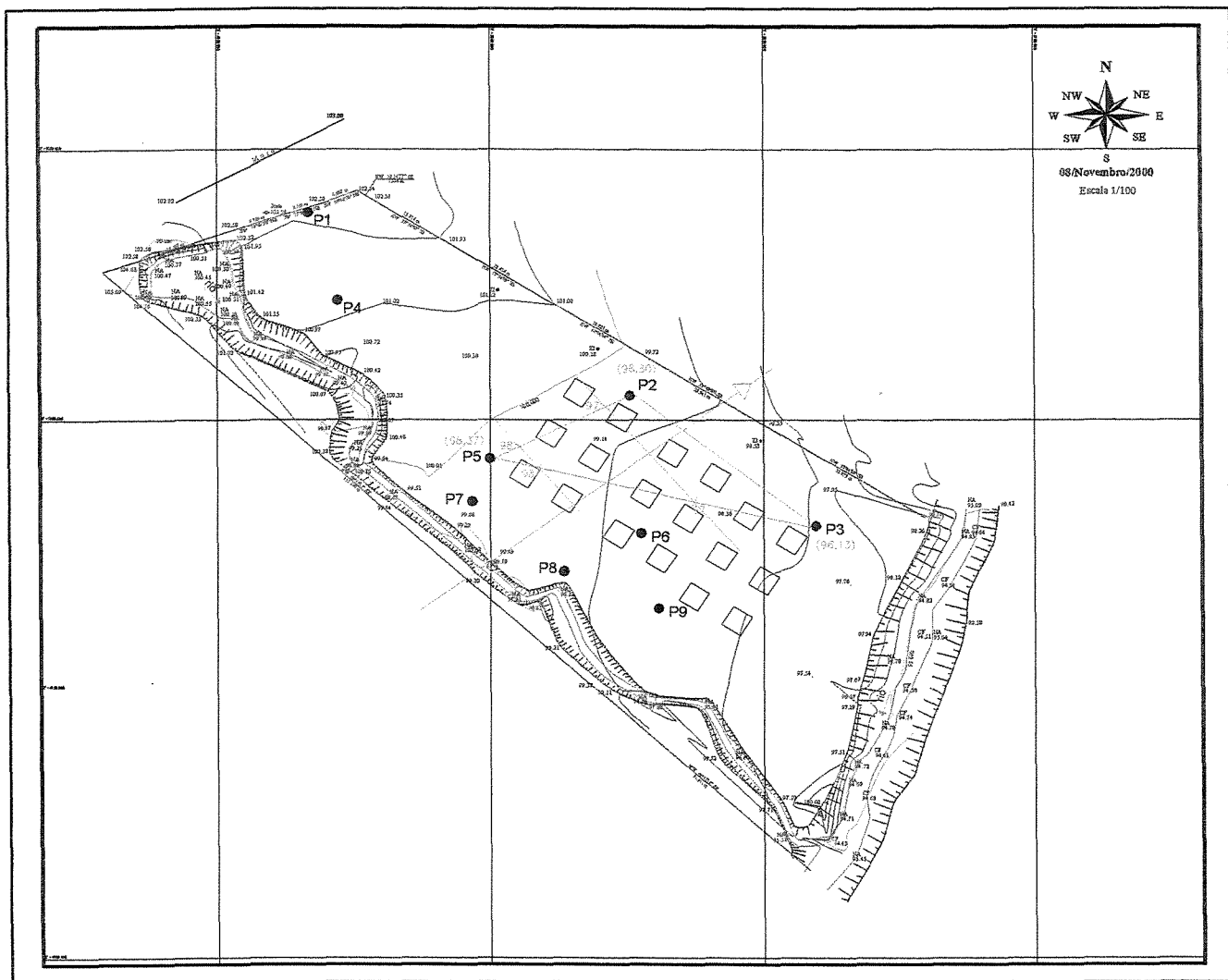
- Avaliar a eficiência do sistema com diferentes tipos de efluentes e de vegetação;
- Instalar poços de monitoração em distâncias maiores para a melhor avaliação das diferentes lâminas hídricas;
- Coletar amostras em diferentes profundidades no mesmo poço;
- Comparar a qualidade da água de um número maior de poços com pré-filtro de areia e brita;
- Avaliar as características microbiológicas e físico-químicas do solo.

Anexos



POÇO		
ESPECIFICAÇÕES		
POÇO	NT	NA
P1	102,00	100,25
P2	99,24	96,80
P3	98,00	96,13
P4	100,98	99,15
P5	99,67	98,37
P6	98,96	97,67
P7	100,03	98,40
P8	99,57	96,27
P9	99,15	97,83

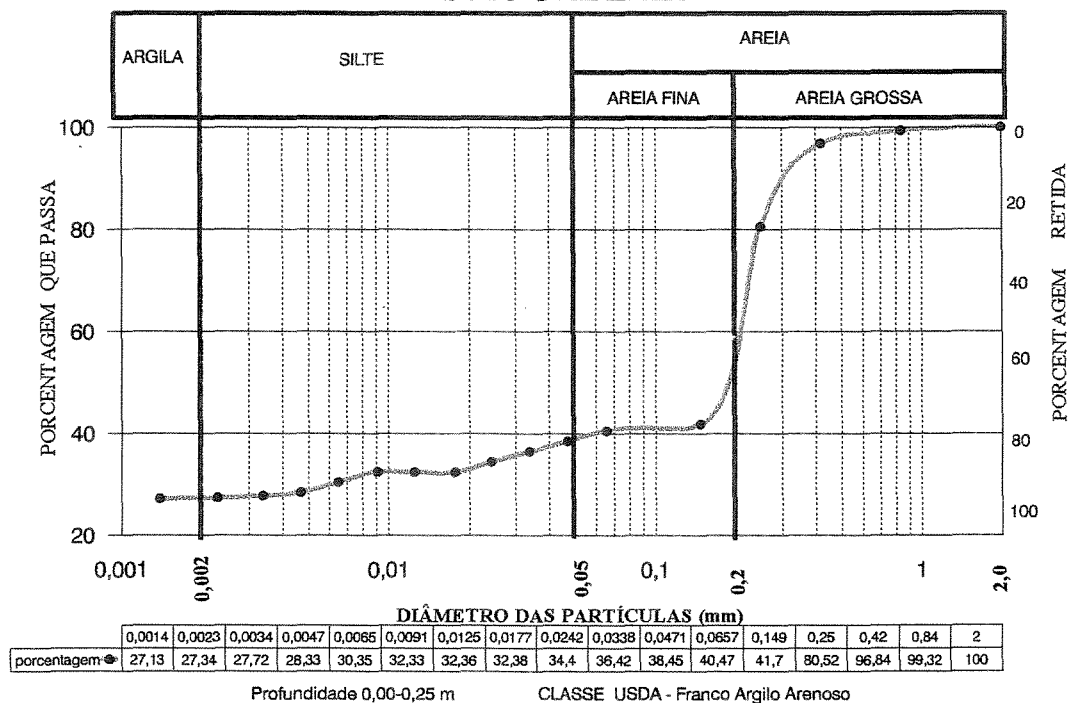
Anexo A2 Localização dos poços perfurados para levantamento do fluxo do lençol freático



ELEVACIONES		
POÇO	NT	NA
P1		100,25
P2	99,24	96,80
P3	98,00	96,13
P4	100,90	99,15
P5	99,67	98,37
P6	98,96	97,67
P7	100,03	98,49
P8	99,57	98,27
P9	99,15	97,83

Anexo A3 Sentido do fluxo do lençol subterrâneo

CURVA GRANULOMETRICA DO SOLO **SOLO GRAMINHA**



Anexo A4 – Classificação do solo da área experimental

Exemplo utilizado para Comparação de Médias de Duas Amostras (MILLER, 1993)

1. Quando $n_1 = n_2$

Determina-se o desvio padrão (s^2) da amostra por:

$$s^2 = \{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2\}/(n_1 + n_2 - 2)$$

Determina-se o t calculado (t) e o grau de liberdade (GL) da amostra por:

$$t = (x_1 + x_2)/s\sqrt{(1/n_1 + 1/n_2)}$$

$$GL = n_1 + n_2 - 2$$

Exemplo: Comparação entre as médias do Poço 2 e Poço 6 para Condutividade elétrica (Anexo A8)

$$s^2 = \{(16 - 1)30,53^2 + (16 - 1)24,682\}/(16 + 16 - 2) = 770,54$$

$$t = (62,96 + 45,21)/27,76\sqrt{(1/16 + 1/16)} = 1,81$$

$$GL = 16 + 16 - 2 = 30$$

Quando $GL = 30$, para $P = 0,05$, o valor de “t de Student” = 2,042 (Tabela A1-Anexo 2 em MILLER, 1993), portanto:

t calculado (1,81) < “t de Student” (2,042), ou seja, não existem diferenças significativas entre as médias comparadas.

Anexo A5 – Exemplo de tratamento estatístico das amostras

Exemplo utilizado para Comparação de Médias de Duas Amostras (MILLER, 1993)

2. Quando $n_1 \neq n_2$

Determina-se o t calculado (t) e o grau de liberdade (GL) da amostra por:

$$t = (x_1 + x_2) / s \sqrt{(s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2)}$$

$$GL = \{(s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2)^2 / [((s_1^2/n_1)^2/(n_1 + 1)) + ((s_2^2/n_2)^2/(n_2 + 1))]\} - 2$$

Exemplo: Comparação entre as médias do Poço 5 e Poço 10 para Condutividade elétrica (Anexo A8)

$$t = (121,72 + 72,81) / \sqrt{(45,562/14 + 34,002/16)} = 3,29$$

$$GL = \{(45,562/14 + 34,002/16)^2 / [((45,562/14)^2/(14 + 1)) + ((34,002/16)^2/(16 + 1))]\} - 2 = 25$$

Quando $GL = 25$, para $P = 0,05$, o valor de “t de Student” = 2,060 (Tabela A1-Anexo 2 em MILLER, 1993), portanto:

t calculado (2,060) < “t de Student” (2,042), ou seja, as amostras diferem entre si.

Onde:

n = nº amostras (dados)

s = desvio padrão

x = média

GL = grau de liberdade

P = probabilidade

Anexo A5 – Exemplo de tratamento estatístico das amostras

Resultados de Turbidez (NTU)

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbico	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		183,00	21,60	5,88	5,77	102,00	7,38	197,00	44,40	13,10	21,60	32,60
21/01/02	94	65,00	8,58	4,56	4,23	1,70	1,25	45,10	67,30	1,96	7,29	1,79	2,36
18/02/02	122	35,70	3,43	7,90	43,10	4,09	28,10	5,90	53,10	21,80	61,40	3,01	2,43
06/03/02	138	550,00	241,00	29,40	6,63	4,95	3,40	21,00	234,00	15,90	4,07	8,60	16,20
18/03/02	150		59,00	10,10	5,89	18,10	59,30	5,96	22,60	14,60	5,14	26,30	7,39
01/04/02	164	78,10	188,00	11,50	2,58	6,39	4,64	28,60	28,20	10,90	3,68	17,00	8,70
22/04/02	185	158,00	77,00	11,60	4,21	3,77	16,20	4,15	86,00	8,78	6,95	10,00	11,20
29/04/02	192	462,00	153,00	43,00	6,42	7,23	16,30	8,44	97,30	20,90	4,32	19,50	27,90
13/05/02	206	120,00	144,00	51,10	2,78	8,91	5,65	30,80		37,50	48,10	3,61	7,55
04/06/02	228	72,00	43,70	50,30	3,34	12,80	11,70	4,15	1630,00	3,08	2,37	3,34	10,70
27/06/02	251	515,00	52,90	61,90	2,93	2,23	13,00	3,39		11,60	2,82	2,69	11,60
22/07/02	276	298,00	205,00	85,90	1,46	4,28	125,00	11,00		224,00	4,11	12,00	801,00
17/09/02	333	96,70	897,00	66,60	4,09	2,61	300,00	4,95		146,00	10,60	5,06	130,00
25/11/02	383		183,00	21,60	5,88	5,77	102,00	7,38	197,00	44,40	13,10	21,60	32,60
09/12/02	402		273,00	50,50	5,06	3,45		4,42		34,30	3,41	37,70	170,00
06/11/01	416		697,00	43,30	5,99	7,69		9,29		29,50	14,50	17,10	29,50

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbico referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Aneo A6 – Resultados de turbidez (NTU) dos poços de monitoração e efluente anaeróbico

Resultados de Cor (mg PtCo.L⁻¹)

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		1180	90	35	34	580	40	1460	152	73	96	178
21/01/02	94	950	70	45	35	15	25	290	520	30	55	25	25
18/02/02	122	440	25	153	237	12	168	26	281	115	380	10	13
06/03/02	138	3400	665	166	27	22	17	100	1140	55	25	49	98
18/03/02	150		510	25	25	39	132	32	129	80	31	145	41
01/04/02	164	960	690	68	18	35	27	188	191	52	23	108	55
22/04/02	185	1360	540	52	22	22	66	23	240	40	38	44	65
29/04/02	192	2800	610	205	28	26	63	39	35	85	20	85	129
13/05/02	206	1130	690	37	18	50	14	121		127	183	21	44
04/06/02	228	670	242	281	8	75	62	21		15	14	16	61
27/06/02	251	2470	257	245	12	13	52	15		80	14	14	74
22/07/02	276	1820	940	337	8	28	423	81		830	42	41	2740
17/09/02	333	1030	3980	332	13	10	1610	25		880	48	18	1070
25/11/02	383		1180	90	35	34	580	40	1460	152	73	96	178
09/12/02	402		710	250	25	15		25		110	16	126	740
06/11/01	416		6,12	5,18	4,98	5,01		4,74		4,76	4,82	4,6	4,67

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A7 - Resultados de cor aparente (mg PtCo.L⁻¹) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)

PONTOS DE AMOSTRAGEM												
DATA DE COLETA	Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01		143,4	100,1	107,3	53,6	102,5	82,4	121,1	52	136,5	33	41,6
21/01/02	1055	393	145,4	172,7	151,5	198,3	100,9	171,8	181,4	204	125,4	96,4
18/02/02	723	204	58,4	55,4	70,6	85,2	26,5	105,7	69,3	68,6	60,3	39,3
06/03/02	728	315	64,1	97,4	127,6	164	53,9	165,1	118,2	155,3	99,6	82,7
18/03/02		196	33	60,7	110,3	100,6	32,6	99,6	77,8	106,7	67,7	71,3
01/04/02	1236	297	52,3	102,4	166,5	174,1	51,3	168,5	126,3	175	136,4	118,5
22/04/02	1255	356	57,9	96,5	126,4	171,3	47,3	151,3	90,3	138,1	111,6	86,3
29/04/02	1227	376	69,1	82,7	111,5	162,9	52,2	160,9	89	129,7	90,9	88,5
13/05/02	655	165,1	51,6	36,7	43,3	74,4	25,9		41,3	61,1	40,3	43,2
04/06/02	366	136,3	34,2	38,6	42,7	61,9	21	36,4	40,7	58,3	44,4	43,7
27/06/02	1277	237	66,6	80,4	71,1	121,5	40,3		73,6	96,1	89	82,5
22/07/02	605	126,6	29,6	30,3	26,8	55,7	18,7		28,9	42,8	36,3	25,1
17/09/02	190,3	207	63	54,1	47,9	111,2	34,9		50,5	81,7	80,7	44,4
25/11/02		143,4	100,1	107,3	53,6	120,5	82,4	121,1	52	136,5	33	41,6
09/12/02		113,8	29,2	22	26,5		19,2		34,8	48,5	39,7	15,6
06/11/01		152,9	52,8	43,5	53,7		33,9		62,2	87,7	76,7	34,7

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A8 - Resultados de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹)

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbico	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		68	47	50	25	56	39	57	24	64	15	19
21/01/02	94	512	187	69	82	72	94	48	81	86	87	59	46
18/02/02	122	346	96	27	26	33	40	12	50	33	32	28	18
06/03/02	138	346	96	27	26	33	40	12	50	33	32	28	18
18/03/02	150		93	16	28	54	48	15	42	37	44	32	33
01/04/02	164	59,6	142	25	49	79	83	24	80	60	83	64	56
22/04/02	185	610	171	27	45	60	82	22	72	43	66	53	41
29/04/02	192	593	178	32	39	52	77	24	85	42	61	43	42
13/05/02	206	312	78	24	17	20	35	12		19	29	19	20
04/06/02	228	173	64	16	18	20	29	10	17	19	27	21	21
27/06/02	251	621	112	31	38	34	57	19		35	45	42	39
22/07/02	276	291	60	14	14	13	26	9		14	20	17	12
17/09/02	333	942	98	30	26	23	53	16		24	39	38	21
06/11/02	383		68	47	50	25	56	39	57	24	64	15	19
25/11/02	402		54	14	10	12		9		16	23	19	7
09/12/02	416		72	25	20	25		16		29	41	36	16

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbico referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A9 - Resultados de TDS (mg.L⁻¹) dos poços de monitoração e efluente anaeróbico

Resultados de Cloreto (mg Cl.L⁻¹)

DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	PONTOS DE AMOSTRAGEM										
			Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18												
21/01/02	94		1,38	0,69	1,15	1,6	1,38	5,76	0	4,38	2,12	1,38	0
18/02/02	122	27,04	2,20	1,10	2,20	1,98	1,54	0,88	1,98	2,42	1,10	1,10	0,88
06/03/02	138	19,5	4,88	2,88	2,22	3,10	1,99	1,77	3,10	3,32	9,97	1,99	0,89
18/03/02	150		6,30	1,58	3,38	2,93	2,48	0,90	2,93	1,58	1,35	0,90	1,13
01/04/02	164	34,74	10,55	1,54	1,76	1,76	1,98	0,88	1,32	1,98	1,54	0,44	0,44
22/04/02	185	35,07	5,58	2,90	3,13	2,90	2,68	2,68	3,13	2,23	2,68	1,56	1,56
29/04/02	192	36,76	4,77	2,27	1,59	1,13	1,59	1,59	3,18	1,13	2,95	0,91	0,68
13/05/02	206	42,44	5,67	2,27	3,18	2,27	2,04	1,82		2,50	2,50	1,36	0,45
04/06/02	228	33,81	5,90	2,95	6,35	2,04	1,36	2,50	2,27	1,59	2,27	1,13	0,91
27/06/02	251	43,68	4,73	2,93	2,93	6,53	1,35	1,80		2,70	3,15	6,53	1,13
22/07/02	276	51,29	4,08	3,18	2,72	1,82	0,68	2,04		2,95	2,95	2,27	3,18
17/09/02	333	64,83	3,81	1,27	1,69	1,85	1,64	1,42		1,06	2,12	2,54	0,42
25/11/02	383		3,41	1,82	1,36	1,36		1,36		1,59	2,27	1,36	1,14
09/12/02	416		4,77	1,36	1,36	1,36		0,45		1,59	1,82	1,36	0,45

OBS.: Dia 06/11/01 não foi realizada análise de cloreto por coleta insuficiente de quantidade da amostra. As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A10 - Resultados de cloreto (mg Cl.L⁻¹) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Salinidade (‰)

DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	PONTOS DE AMOSTRAGEM										
			Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0
21/01/02	94	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0
18/02/02	122	0,3	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06/03/02	138	0,3	0,1	0	0	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0	0
18/03/02	150		0,1	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0
01/04/02	164	0,6	0,1	0	0	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
22/04/02	185	0,6	0,2	0	0	0,1	0,1	0	0,1	0	0,1	0,1	0
29/04/02	192	0,6	0,2	0	0	0,1	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0
13/05/02	206	0,3	0,1	0	0	0	0	0		0	0	0	0
04/06/02	228	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27/06/02	251	0,6	0,1	0	0	0	0,1	0		0	0	0	0
22/07/02	276	0,3	0,1	0	0	0	0	0		0	0	0	0
17/09/02	333	1	0,1	0	0	0	0,1	0		0	0	0	0
06/11/02	383		0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0
25/11/02	402		0,1	0	0	0		0		0	0	0	0
09/12/02	416		0,1	0	0	0		0		0	0	0	0

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A11 - Resultados de salinidade (‰) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de pH

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		6,05	5,31	5,8	5,52	6,73	5,14	6,24	5,68	5,95	5,27	5,70
21/01/02	94	7,10	6,59	6,24	6,30	5,79	6,26	5,17	6,04	4,49	6,09	5,02	5,42
18/02/02	122	7,08	6,27	4,93	5,15	4,47	5,27	4,79	5,54	4,71	6,31	4,42	4,60
06/03/02	138	6,63	6,06	4,92	4,91	4,61	4,97	4,83	5,55	4,69	4,72	4,68	4,51
18/03/02	150		5,58	4,33	4,10	3,89	4,30	4,40	5,09	4,6	4,24	4,37	3,79
01/04/02	164	7,17	6,41	5,23	4,72	4,12	5,15	4,89	5,99	4,89	4,70	4,70	4,33
22/04/02	185	6,89	6,17	5,00	5,35	4,69	5,90	4,89	5,84	4,86	5,24	4,68	4,44
29/04/02	192	7,01	6,05	5,04	5,04	4,68	5,77	4,80	5,75	5,21	5,01	4,73	4,40
13/05/02	206	7,03	5,99	4,97	4,86	4,52	5,74	4,70		4,75	5,12	4,66	4,45
04/06/02	228	6,70	6,18	5,12	5,06	4,98	5,77	4,87	5,74	5,07	5,20	4,80	4,49
27/06/02	251	6,70	6,00	4,97	4,86	4,86	5,74	4,66		4,93	5,00	4,61	4,41
22/07/02	276	6,90	6,13	5,05	4,98	4,89	5,90	4,76		4,96	5,02	4,69	4,51
17/09/02	333	6,68	5,96	5,17	5,02	5,02	6,05	4,67		4,77	5,18	4,60	4,63
06/11/02	383		6,05	5,31	5,80	5,52	6,73	5,14	6,24	5,68	5,95	5,27	5,70
25/11/02	402		5,91	4,69	4,69	4,62		4,41		4,58	4,83	4,42	4,68
09/12/02	416		6,12	5,18	4,98	5,01		4,74		4,76	4,82	4,60	4,67

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A12 - Resultados de pH dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Nitrato (mg NO₃ .L⁻¹)

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		0,0181	0,005	0,794	0,610	0,467	0,005	0,786	0,404	0,216	0,644	1,424
21/01/02	94	0,281	0,338	0,641	1,094	2,248		4,740	0,512	0,434	2,348	0,120	0,750
18/02/02	122	0,037	2,908	0,276	0,506	2,656	1,132	0,075	0,572	1,216	0,488	0,412	0,976
06/03/02	138	0,190	0,830	0,656	0,276	3,850	4,010	0,118	0,652	0,588	4,070	1,000	1,785
18/03/02	150	ND	0,526	0,192	0,200	6,048	5,592	0,119	1,072	2,074	5,190	3,520	2,056
01/04/02	164	ND	0,128	0,043	1,644	ND	ND	0,170	0,290	0,508	0,884	3,172	ND
22/04/02	185	ND	0,254	0,005	0,007	0,031	4,460	0,015	ND	0,024	0,025	0,139	0,019
29/04/02	192	ND	0,180	0,046	0,589	1,385	1,865	0,017	0,384	0,700	3,120	0,481	0,096
13/05/02	206	ND	0,061	0,047	0,141	2,744	0,034	0,006		0,964	3,784	0,412	3,176
04/06/02	228	0,081	0,120	0,037	1,258	2,796	0,992	ND	0,006	ND	3,592	0,009	0,200
27/06/02	251	0,247	0,247	0,001	1,984	2,348	1,588	0,064		1,316	2,456	3,905	3,690
22/07/02	276	0,024	0,208	0	1,072	0,021	0,180	ND		0,984	1,460	2,052	1,876
17/09/02	333	0,012	0,077	0,050	0,725	1,314	0,225	0,043		0,610	1,610	3,135	1,976
25/11/02	383		0,176	0,014	0,071	0,434		0,034		0,170	0,364	0,632	0,100
09/12/02	416		0,184	0	0,733	0,970		0,046		1,600	2,976	2,848	1,520

ND = não detectado

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A13 - Resultados de nitrato (mg NO₃ .L⁻¹) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Nitrito ($\text{mg NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$)

PONTOS DE AMOSTRAGEM													
DATA DE COLETA	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbico	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		0,006	0,002	0,003	0,007	0,030	0,002	0,020	0,009	0,010	0,004	0,014
21/01/02	94	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
18/02/02	122	0,042	0,068	0,451	1,320	0,129	0,816	0,173	0,912	1,851	0,512	0,155	0,068
06/03/02	138	0,503	0,816	0,755	0,251	0,303	0,512	0,503	0,642	0,494	0,616	0,451	0,555
18/03/02	150		0,668	0,268	0,390	0,660	2,494	0,268	0,694	0,677	0,364	0,990	0,547
01/04/02	164	ND	0,329	0,060	0,129	0,329	1,442	0,225	0,790	0,477	0,268	0,199	0,234
22/04/02	185	ND	0,738	0,234	0,773	0,147	1,025	0,121	0,660	0,442	0,703	0,494	0,355
29/04/02	192	ND	0,460	0,633	0,338	0,121	5,389	0,147	0,590	0,590	0,416	0,512	0,494
13/05/02	206	ND	1,877	1,138	0,190	0,286	0,164	0,590		0,903	2,642	0,164	0,277
04/06/02	228	0,738	1,885	2,216	0,094	2,668	0,677	0,216		0,242	0,216	0,338	0,468
27/06/02	251	ND	0,010	ND	ND	ND	ND	ND		0,010	ND	ND	ND
22/07/02	276	0,010	0,010	ND	ND	ND	0,010	0,010		0,010	ND	ND	0,030
17/09/02	333	0,010	0,010	ND	ND	ND	0,010	ND		0,010	ND	ND	0,010
25/11/02	383		0,010	ND	ND	ND		ND		0,020	ND	0,010	0,010
09/12/02	416		ND	ND	ND	ND		ND		0,010	ND	0,010	0,020

ND = não detectado

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbico referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A14 - Resultados de nitrito ($\text{mg NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) dos poços de monitoração e efluente anaeróbico

Resultados de Coliformes totais NMP/100 mL

Datas de coleta	Dias de operação do sistema	Pontos de Amostragem											
		Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		$3,43 \times 10^3$	$1,09 \times 10^2$	$3,88 \times 10^3$	$3,45 \times 10^3$	$1,28 \times 10^3$	$3,27 \times 10^2$	<1	$2,40 \times 10^3$	$1,73 \times 10^3$	$1,45 \times 10^3$	$1,05 \times 10^4$
21/01/02	94	$>2,42 \times 10^5$	$2,85 \times 10^3$	$1,87 \times 10^2$	$2,05 \times 10^3$	$5,65 \times 10^2$	$9,33 \times 10^2$	$1,73 \times 10^4$	$1,01 \times 10^4$	$1,53 \times 10^3$	$1,48 \times 10^3$	$2,43 \times 10^3$	$6,57 \times 10^2$
18/02/02	122	$7,70 \times 10^5$	$3,23 \times 10^2$	$1,71 \times 10^2$	$>2,42 \times 10^4$	$1,22 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^4$	$1,30 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^4$	$>2,42 \times 10^4$	$>2,42 \times 10^4$	$7,70 \times 10^3$	$8,36 \times 10^2$
06/03/02	138	$>2,42 \times 10^8$	$4,10 \times 10^1$	<10	$5,63 \times 10^2$	$5,47 \times 10^2$	$2,61 \times 10^3$	$4,35 \times 10^3$	$7,70 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^4$	$9,33 \times 10^2$	$3,28 \times 10^3$	$7,38 \times 10^2$
18/03/02	150		$>2,42 \times 10^4$	$7,40 \times 10^1$	$5,75 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^4$	$>2,42 \times 10^4$	$2,00 \times 10^4$	$4,79 \times 10^4$	$3,87 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^4$	$>2,42 \times 10^4$	$8,66 \times 10^3$
01/04/02	164	$1,72 \times 10^8$	$6,30 \times 10^3$	$1,34 \times 10^2$	$3,69 \times 10^3$	$1,72 \times 10^4$	$2,01 \times 10^3$	$5,20 \times 10^3$	$1,37 \times 10^4$	$6,01 \times 10^3$	$6,17 \times 10^3$	$3,87 \times 10^3$	$8,50 \times 10^2$
22/04/02	185	$1,20 \times 10^8$	$2,00 \times 10^2$	<100	$1,00 \times 10^2$	$7,40 \times 10^2$	$4,10 \times 10^2$	$3,10 \times 10^2$	$6,50 \times 10^3$	$9,87 \times 10^3$	$8,50 \times 10^2$	$1,71 \times 10^3$	$3,10 \times 10^2$
29/04/02	192	$6,02 \times 10^8$	$1,30 \times 10^3$	$3,10 \times 10^1$	$2,75 \times 10^2$	$1,87 \times 10^2$	$5,63 \times 10^2$	$2,94 \times 10^2$	$5,45 \times 10^3$	$>2,42 \times 10^5$	$>2,42 \times 10^5$	$9,14 \times 10^3$	$5,56 \times 10^2$
13/05/02	206	$2,31 \times 10^8$	$2,43 \times 10^2$	<10	$4,10 \times 10^1$	$4,10 \times 10^1$	$7,40 \times 10^1$	$4,1 \times 10^1$		$1,30 \times 10^4$	$4,65 \times 10^2$	$2,82 \times 10^2$	$2,00 \times 10^2$
04/06/02	228	$1,99 \times 10^9$	$8,50 \times 10^2$	$4,00 \times 10^0$	$6,50 \times 10^3$	$6,91 \times 10^3$	$8,16 \times 10^3$	$2,31 \times 10^2$		$1,41 \times 10^4$	$1,73 \times 10^3$	$3,41 \times 10^3$	$2,48 \times 10^2$
27/06/02	251	$6,87 \times 10^8$	$1,47 \times 10^3$	<1	$1,87 \times 10^3$	$1,15 \times 10^2$	$4,61 \times 10^2$	$4,88 \times 10^3$		$2,00 \times 10^4$	$2,48 \times 10^3$	$5,20 \times 10^2$	$2,76 \times 10^2$
22/07/02	276	$7,70 \times 10^8$	$3,45 \times 10^3$	<1	$2,28 \times 10^4$	$3,23 \times 10^3$	$2,75 \times 10^4$	$6,87 \times 10^3$		$6,38 \times 10^3$	$2,76 \times 10^3$	180×10^4	$1,58 \times 10^3$
17/09/02	333												
25/11/02	383		$2,85 \times 10^2$	$5,00 \times 10^0$	$1,05 \times 10^3$	$5,17 \times 10^2$		$6,13 \times 10^3$		$2,91 \times 10^3$	$1,55 \times 10^3$	$1,55 \times 10^3$	$3,08 \times 10^2$
09/12/02	416		$3,08 \times 10^3$	$1,60 \times 10^1$	$1,41 \times 10^3$	$4,35 \times 10^2$		$1,30 \times 10^3$		$9,80 \times 10^3$	$8,66 \times 10^3$	$1,44 \times 10^3$	$8,60 \times 10^2$

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.
Resultados < ou > adotou-se o valor inteiro para os cálculos estatísticos.

Anexo A15 - Resultados de coliformes totais (NMP/100 mL) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de *Escherichia coli* NMP/100 mL

Pontos de Amostragem													
Datas de coleta	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		<10	<10	<10	<10	< 10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
21/01/02	94	$2,60 \times 10^2$	$2,00 \times 10^1$	<10	<10	<10	$7,40 \times 10^1$	$2,38 \times 10^3$	$1,50 \times 10^3$	10	<10	$3,10 \times 10^1$	<10
18/02/02	122	$1,20 \times 10^5$	<10	<10	$1,00 \times 10^1$	<10	$1,59 \times 10^3$	<10	$3,97 \times 10^2$	20	$1,48 \times 10^2$	$1,35 \times 10^2$	$3,10 \times 10^1$
06/03/02	138	$4,00 \times 10^6$	<10	<10	$1,00 \times 10^1$	<10	$1,75 \times 10^2$	<10	<10	<10	<10	$8,60 \times 10^1$	$5,20 \times 10^1$
18/03/02	150		$1,57 \times 10^3$	<10	$1,00 \times 10^1$	20	$4,25 \times 10^2$	$6,30 \times 10^1$	$1,00 \times 10^2$	<10	$4,10 \times 10^1$	$4,71 \times 10^2$	$2,11 \times 10^2$
01/04/02	164	$7,40 \times 10^6$	$<1,00 \times 10^2$	<10	$1,00 \times 10^2$	<10	$<1,00 \times 10^2$	<10	$2,00 \times 10^2$	$1,00 \times 10^2$	<10	$<1,00 \times 10^2$	$<1,00 \times 10^2$
22/04/02	185	$2,59 \times 10^7$	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	<10	$<1,00 \times 10^2$	$<1,00 \times 10^2$
29/04/02	192	$2,75 \times 10^7$	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	$8,50 \times 10^2$	$5,20 \times 10^2$	$<1,00 \times 10^2$
13/05/02	206	$9,80 \times 10^6$	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	$<1,00 \times 10^2$	<10	<10	<10	$<1,00 \times 10^2$	$<1,00 \times 10^2$	$<1,00 \times 10^2$
04/06/02	228	$3,09 \times 10^7$	1	2	1	$3,00 \times 10^0$	$3,90 \times 10^1$	1		<1	$1,40 \times 10^1$	1	2
27/06/02	251	$3,36 \times 10^7$	<1	<1	$2,80 \times 10^1$	<1	< 1	<1		<1	$2,00 \times 10^0$	2	<1
22/07/02	276	$2,26 \times 10^7$	<1	<1	<1	<1	< 1	<1		<1	<1	<1	<1
17/09/02	333												
25/11/02	383		<1	<1	$1,00 \times 10^0$	<1		1		1	<1	<1	<1
09/12/02	416		<1	<1	$4,00 \times 10^0$	<1		<1		<1	<1	<1	<1

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Resultados < ou > adotou-se o valor inteiro para os cálculos estatísticos.

Anexo A16 - Resultados de *Escherichia coli* (NMP/100 mL) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de *Streptococcus faecalis* (*Enterococcus*) NMP/100 mL

Datas de coleta	Operação do sistema (dias)	Pontos de Amostragem											
		Efluente Anaeróbio	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18												
21/01/02	94												
18/02/02	122												
06/03/02	138	2,40x10 ⁶	< 2	< 2	< 2	2	2,40X 10 ⁰⁶	7	2,30x10 ¹	2,40X 10 ⁰⁶	< 2	3,50x10 ²	2,40x10 ²
18/03/02	150		1,60x10 ³	< 2	1,70x10 ¹	5,00x10 ²	1,60x10 ³	5,00x10 ²	1,60x10 ³	1,60x10 ³	1,70x10 ²	1,60x10 ³	3,00x10 ²
01/04/02	164												
22/04/02	185	3,00x10 ⁶	< 2	< 2	< 2	< 2	7	< 2	< 2	1,70x10 ¹	< 2	< 2	< 2
29/04/02	192	3,00x10 ⁶	< 2	< 2	13	2	2	< 2	< 2	1,70x10 ¹	8	< 2	< 2
13/05/02	206	2,40x10 ⁶	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2		1,10x10 ¹	< 2	< 2	7,00x10 ¹
04/06/02	228	1,60x10 ⁷	< 2	< 2	2	< 2	1,10x10 ¹	< 2		< 2	< 2	2	< 2
27/06/02	251	2,20x10 ⁶	< 2	< 2	7	< 2	< 2	< 2		< 2	< 2	< 2	< 2
22/07/02	276	1,70x10 ⁶	< 2	5,00x10 ²	2	< 2	8	< 2		< 2	< 2	3,00x10 ¹	< 2
17/09/02	333	3,00x10 ⁶	< 2	< 2	< 2	< 2	2	< 2		< 2	< 2	2,40x10 ²	< 2
25/11/02	383		< 2	< 2	4	< 2		< 2		8	< 2	< 2	< 2
09/12/02	416		< 2	< 2	21	< 2		< 2		9	2	2	< 2

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbio referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.
Resultados < ou > adotou-se o valor inteiro para os cálculos estatísticos.

Anexo A17 - Resultados de *Enterococcus* (NMP/100 mL) dos poços de monitoração e efluente anaeróbio

Resultados de Bactérias Heterotróficas UFC/mL

Pontos de Amostragem													
Datas de coleta	Dias de operação do sistema	Efluente Anaeróbico	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11
06/11/01	18		$1,80 \times 10^3$	$1,10 \times 10^2$	$2,80 \times 10^2$	$1,10 \times 10^3$	$2,30 \times 10^3$	$3,40 \times 10^2$	$1,00 \times 10^0$	$2,40 \times 10^3$	$1,20 \times 10^4$	$1,20 \times 10^3$	$1,70 \times 10^3$
21/01/02	94	$1,25 \times 10^5$	$7,00 \times 10^2$	$5,00 \times 10^2$	$1,30 \times 10^3$	$1,50 \times 10^3$	$7,00 \times 10^2$	$2,00 \times 10^3$	$7,80 \times 10^3$	$7,90 \times 10^2$	$8,50 \times 10^2$	$7,00 \times 10^2$	$2,50 \times 10^2$
18/02/02	122	$2,71 \times 10^4$	$6,60 \times 10^2$	$3,80 \times 10^2$	$1,80 \times 10^2$	$7,70 \times 10^2$	$3,50 \times 10^2$	$1,70 \times 10^3$	$2,70 \times 10^2$	$3,30 \times 10^2$	$3,70 \times 10^2$	$2,20 \times 10^3$	$1,30 \times 10^3$
06/03/02	138	$3,01 \times 10^7$	$2,50 \times 10^2$	$6,80 \times 10^2$	$9,00 \times 10^2$	$8,30 \times 10^2$	$1,10 \times 10^4$	$2,20 \times 10^3$	$1,10 \times 10^3$	$1,90 \times 10^3$	$1,38 \times 10^3$	$2,40 \times 10^3$	$2,60 \times 10^3$
18/03/02	150		$2,40 \times 10^2$	$3,60 \times 10^3$	$3,00 \times 10^2$	$2,30 \times 10^3$	$1,74 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	$2,10 \times 10^2$	$1,49 \times 10^4$	$3,10 \times 10^3$	$1,69 \times 10^4$	$2,60 \times 10^3$
01/04/02	164	$3,00 \times 10^6$	$1,00 \times 10^3$	$7,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^4$	$8,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^4$	$6,00 \times 10^3$	$4,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^4$	$5,00 \times 10^3$
22/04/02	185	$2,00 \times 10^7$	$4,00 \times 10^2$	$1,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$4,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$
29/04/02	192	$2,00 \times 10^7$	$3,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^3$	$6,00 \times 10^3$	$9,00 \times 10^3$	$6,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$
13/05/02	206	$1,00 \times 10^7$	$1,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^4$	$3,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^2$	$1,00 \times 10^4$		$2,00 \times 10^4$	$1,00 \times 10^4$	$3,00 \times 10^3$	$4,00 \times 10^3$
04/06/02	228	$1,94 \times 10^7$	$2,00 \times 10^2$	$5,00 \times 10^0$	$1,76 \times 10^4$	$2,90 \times 10^3$	$2,20 \times 10^3$	$1,30 \times 10^3$		$3,10 \times 10^2$	$1,00 \times 10^3$	$1,80 \times 10^3$	$1,20 \times 10^3$
27/06/02	251	$1,00 \times 10^7$	$3,00 \times 10^2$	$8,00 \times 10^0$	$5,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$		$2,00 \times 10^3$	$2,00 \times 10^3$	$7,00 \times 10^2$	$1,00 \times 10^3$
22/07/02	276	$3,00 \times 10^6$	$4,00 \times 10^2$	$2,00 \times 10^3$	$3,00 \times 10^3$	$1,00 \times 10^3$	$6,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^3$		$6,00 \times 10^3$	$7,00 \times 10^3$	$4,00 \times 10^3$	$5,00 \times 10^2$
17/09/02	333	$5,65 \times 10^6$	$1,50 \times 10^3$	$1,70 \times 10^3$	$6,10 \times 10^3$	$1,40 \times 10^3$	$2,74 \times 10^4$	$9,50 \times 10^3$		$4,90 \times 10^3$	$3,55 \times 10^3$	$2,88 \times 10^4$	$5,60 \times 10^3$
25/11/02	383		$1,10 \times 10^2$	$5,50 \times 10^2$	$2,10 \times 10^3$	$2,40 \times 10^3$		$4,40 \times 10^3$		$3,65 \times 10^4$	$4,70 \times 10^3$	$3,40 \times 10^3$	$2,50 \times 10^3$
09/12/02	416		$2,65 \times 10^2$	$5,80 \times 10^2$	$6,50 \times 10^2$	$1,10 \times 10^3$		$1,70 \times 10^3$		$6,00 \times 10^3$	$2,50 \times 10^3$	$2,90 \times 10^3$	$2,40 \times 10^4$

OBS.: As análises faltantes dos poços 5 e 7 são devido ao assoreamento dos mesmos. As análises faltantes do efluente anaeróbico referem-se ao período que os filtros anaeróbios estavam fora de operação devido à problemas técnicos.

Anexo A18 - Resultados de bactérias heterotróficas (NMP/100 mL) dos poços de monitoração e efluente anaeróbico

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACEA, M. J., ALEXANDER, M., - **“Growth and survival of bacteria introduced into carbon-amended soil”**, Soil Biol Biochem, 20, 1988. pp. 703-709

ACEA, M. J., ALEXANDER, M., - **“Survival and growth of bacteria introduced into soil”**, Soil Biol Biochem, 20, 1988. pp. 509-515

ALÉM SOBRINHO, P. – **“Tratamento de esgotos domésticos através de filtros biológicos de alta taxa. Comparação experimental de meios suporte de biomassa”** in: Rev. DAE nº 135, dez, 1983. pp. 58-78

American Public Health Association (APHA) – **“Standard methods for the examination of water and wastewater”**, 20º ed., APWA, AWWA, WEF, New York, 1998. p. 2-47; 4-65; 9-31; 9-64.

ALEXANDER, M. – **“Introduction to soil microbiology”**, 2º ed. New York, 1977. 467 p.

ALPHA BIOSCIENCES, Alpha Biosciences Inc. – **“Bile Esculin Azide Agar - Catalog No. B02-107 - Product Information”**, Este site contém informações sobre os meios de cultura, 2002. Disponível em: www.alphabiosciences.com/Prodinfor/PIB02107.htm. Acesso em: 09/01/03.

BARBAGALLO, S., CIRELLI, G. L., INDELICATO, S. – **“Wastewater reuse in Italy”**, Water Science and Technology, vol. 43, nº 10, 2001. pp.43-50.

BATALHA, B. H. L. e PARLATORE, A. C., – **“Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais”**, São Paulo, 1993.

BITTON, G.; GERBA, C.P. – **“Groundwater Pollution Microbiology”**, USA, 1945, pp. 155-158.

BOCK, E.; WILDERES, P. A.; FREITAG, A. – **“Growth of Nitrobacter in the absence of dissolved oxygen”**, Water. Research., 22, 1988. p 245

BOMO, A. M., HUSBY, A.; STEVIK, T. K.; HANSEN, J. F. – **“Removal of fish pathogenic bacteria in biological sand filters”**, Water Research, 37, 2003. pp. 2618-2626

BRASIL, ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas – **“NBR 13895 - Construção de poços de monitoramento e amostragem”**, Rio de Janeiro, junho de 1997, 21p.

BRASIL, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – **“NT 07 - Análises físico-químicas de águas, L5.137 – Determinação de nitrato em águas. Método Fenoldisulfônico”**, Normalização Técnica Saneamento Ambiental, São Paulo,

BRASIL, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – **“NT 07 - Análises físico-químicas de águas, L5.138 - Determinação de nitrito em águas. Método Sulfanilamida e N-(1-naftil) Etilenodiamina”**, Normalização Técnica Saneamento Ambiental, São Paulo,

BRASIL, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – **“NT 08 - Análises microbiológicas de águas, L5.201 - Bactérias Heterotróficas. Contagem em placas”**, Normalização Técnica Saneamento Ambiental, São Paulo, 1986

BRASIL, CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – **“M1.001 - Lavagem, preparo e esterilização de materiais em laboratórios de microbiologia. Procedimento”**, Normalização Técnica Saneamento Ambiental, São Paulo, 1986

BRASIL - Leis Decretos, etc – **“Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000; Aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”**, Fundação Nacional da Saúde, Ministério da Saúde, Brasília, 2001, 32p.

BRASIL - Leis Decretos, etc – **“Portaria nº 36/GM, de 19 de janeiro de 1990; O Ministério da Saúde aprova normas e padrões de potabilidade de água destinada ao consumo humano”**, Diário Oficial, Ministério da Saúde, Brasília, 1990.

BRASIL – Leis Decretos, etc – **“Decreto Estadual nº 12486, de 20 de outubro de 1978, NT 60; Águas de consumo alimentar, excluídas as minerais.”**, São Paulo. Disponível em: <http://www.tratamentodeagua.com.br/legislacao>. Acesso: 11/02/2003.

BRASIL – **“Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. Determina a revisão da classificação dos corpos d`água e dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional”**, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Publicado no D.O.U. de 30/07/86. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html. Acesso em: 17/01/2003.

BRASIL – **“Secretaria do Estado do Meio Ambiente”**, Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: www.ambiente.sp.gov.br/aquifero/def_aquifero.htm, 2003. Acesso em : 09/01/2003.

CAMARGO, S. A. R. de – **“Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação”**, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Dissertação de Mestrado na área de Saneamento e Ambiente, Campinas, 2000.

CAMPOS, J.R. (coordenador) – **“Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo”**, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro (Brasil), ABES, 1999.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – **“Relatório de qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo”**, CETESB, São Paulo, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. – **“Reatores Anaeróbios, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias”**, vol. 5, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, 1997. pp. 13-22

CRÓSTA, A. P. (tradução e adaptação) – **“Os recursos físicos da Terra (S238) – Bloco 4 Parte 1 Recursos hídricos”**, Editora da Unicamp, Campinas, SP, 2000. pp 28-47.

DAKER, A. – **“Captação, elevação e melhoramento da água, A água na agricultura”**, 2º vol., 7 ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 1987. pp. 344-346

DAKER, A. – **“Captação, elevação e melhoramento da água, A água na agricultura”**, 3º vol., 7 ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 1988. pp. 344-346.

ECKNER, K. F., - **“Comparison of membrane filtration and multiple-tube fermentation by the Colilert and Enterolert methods for detection of waterborne coliform bacteria, *Escherichia coli*, and *Enterococci* used in drinking and bathing water quality monitoring in Southern Sweden”**, Applied and Environmental Microbiology, vol. 64, nº 8, 1998, pp. 3079-3083.

FERREIRA, L. M. R. – **“A prática de disposição de efluentes domiciliares in situ e os impactos nas águas subterrâneas. Estudo de caso: Município de Campinas, São Paulo”**, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, Dissertação de Mestrado na Área de Recursos Minerais e Hidrogeologia, São Paulo, 1999, 109 p.

FORERO, R. S. – **“Introducción; y uso de aguas residuales tratadas en agricultura y acuicultura”**, Riego y salud. Modernización y Avances en el Uso de Aguas Negras para el Irrigación. Intercambio de Aguas Uso Urbano y Riego. Texto completo. Atualizado em: 23/05/2002. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind53/rys/rys.html> . Acesso em: 25/02/2003.

FORTUNA, A., HARWOOD, R. R.; ROBERTSON, G. P.; FISK, F. W.; PAUL, E. A. - **“Seasonal changes in nitrification potential associated with application of N fertilizer and compost in maize systems of Southwest Michigan”**, Agriculture, Ecosystems and Environmental, vol. 97, 2003. pp. 285-293.

FRAZER, P.; CHILVERS, C.; BERAL, V.; HILL, M. J. – **“Nitrate and human cancer. A review of evidence”**, International Journal of Epidemiology, Vol. 9, n.º 1, 1980, pp. 3-11

FRICKER, E. J., ILLINGWORTH K. S., FRICKER C. R. – **“Use of two formulations of Colilert and Quanta-Tray™ for assessment of the bacteriological quality of water”**, Water Research, Vol. 31, n.º 10, 1997, pp 2495-2499

FULLER, W. H., WARRICK, A. W., - **“Soils in waste treatment and utilization”**, 3º ed., Boca Raton CRC., vol.1, 1998,

GABRIELI, R.; DIVIZIA, M.; DONIA, D.; RUSCIO, V.; BONADONNA, L.; DIOTALLEVI, C.; VILLA, L.; MANZONE, G.; PANÀ, A. – **“Evaluation of the wastewater treatment plant of Rome airport”**, Water Science Technology, Vol. 35, n.º 11-12, 1997, pp 193-196

GAGLIARDI, J. V., KARNS, J. – **“Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices”**, Applied and Environmental Microbiology, vol. 66, nº 3, 2000, pp. 877-883.

GALLEGOS, E.; WARREN, A.; ROBLES, E.; CAMPOY, E.; CALDERON, A.; SAINZ Ma. G.; BONILLA, P.; ESCOLERO, O. – **“The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico”**, Water Science Technology, Vol. 40, n.º 2, 1999, pp. 45-52

GELDREICH, E. E. – **“Sanitary significance of fecal coliform in the environment”**, U.S. Dept. of the Interior. Cincinnati, Ohio. Water Pollution Control Research Series Publication, WP-20-3. Federal Water Pollution Control Administration, 1996.

HAMMER, M. J., HAMMER Jr, M. J. – **“Water and wastewater technology”**, 3 ed., Englewood Cliffs, New Jersey, 1996, pp. 148-310

HARUVY, N. – **“Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis”**. Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol. 66, 1997. pp. 113-119.

HIRATA, R. – **“Recursos hídricos”**, in: TEIXEIRA, W. et al – **“Decifrando a Terra”**, Oficina de Textos, São Paulo, 2001.

HIRATA, R., VARNIER, C., - **“Águas Subterrâneas e Agronegócios”**, X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, ABAS, São Paulo, 1998.

IDEXX, Idexx Laboratories, Inc. – **“Colilert from Idexx”**. Disponível em: www.idexx.com/water. Acesso em: 09/01/03.

KARMANN, I. – **“Ciclo da água, Água subterrânea e sua ação geológica”** in: TEIXEIRA, W. et al – **“Decifrando a Terra”**, Oficina de Textos, São Paulo, 2001.

KARPISCAK, M. M., SANCHEZ, L. R., FREITAS, R. J.; GERBA, C. P. – **“Removal of bacterial indicators and pathogens from dairy wastewater by a multi-component treatment system”**, Water Science and Technology, vol. 44, nº 11, 2001. pp. 183-190.

KENNEDY, I. R. - **“Acid soil and acid rain”**, 2ed, Research Studies Press LTD, Australia, 1994. 254 p.

LUCAS Filho, M.; ANDRADE NETO, C. O.; SILVA, D. A.; MELO, H. N. S.; PEREIRA, M. G. – **“Disposição controlada de esgotos em solo preparado com cobertura vegetal através do escoamento sub-superficial”** in: CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador) – **“Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Coletânea de trabalhos técnicos”**, Vol. 1, UFMG, Belo Horizonte, MG, 2000, pp. 9-16.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. - **“Brock biology microorganisms”**, 9.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2000. 991 p.

METCALF e EDDY – **“Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse”**, 3º ed., Rio de Janeiro, New Delhi, MacGraw-Hill Book Co, 1991. 1334 p.

MILLER, J. C., MILLER, J. N. – **“Statistics for analytical chemistry”**, 3º ed., Ellis Horwood PTR Printice Hall, Analytical Chemistry Series 1993.

NAKHLA, G., FAROOQ, S. – **“Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filter”**, Journal of Hazardous Materials B96, 2003. pp. 291-303

NISHIHARA, J; ALABURDA, L. – **“Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços”**, Revista de Saúde Pública, vol. 32, n.º 2, 1998. pp. 160-165

NUVOLARI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. – **“Esgoto sanitário – coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola”**, 1º ed., São Paulo, 2003. 520 p.

OLITTA, A. F. L. – **“Os métodos de irrigação”**, 1 ed. Nobel, São Paulo, 1984

OMS – Organização Mundial da Saúde – **“Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales em agricultura y acuicultura”**, Serie Informes Tecnicos, 78, Genebra, 1989, 90 p.

OMS – Organização Mundial da Saúde – **“Guia para el desarrollo del saneamiento in situ”**, vol.1, Genebra, 1995, 90 p.

PELCZAR Jr., J.M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. – **“Microbiologia”**, 2º vol., Ed. McGraw Hill do Brasil, São Paulo, 1986.

SAMPAT, P. – **“Choques freáticos – A poluição dos principais mananciais de água doce do mundo”**, Worldwatch Institute, 2000.

SANCHEZ, P. S., – **“Seminário: Atualização em técnicas para o controle microbiológico de águas minerais”**, Universidade Mackenzie, São Paulo, 1999.

SAWYER, C. N., McCARTY, P. L., PARKIN, G. F., - **“Chemistry for environmental engineering”**, 4º ed., New York, MacGraw-Hill Book Co, 1994. 658 p.

SCOTT, T. M.; ROSE, J. B.; JENKINS, T. M.; FARRAH, S. R.; LUKASIK, J. - **“Microbial source tracking: current methodology and future directions”**, Applied and Environmental Microbiology, vol. 68, nº 12, 2002, pp. 5796-5803.

SILVA, R.S.P. – **“Reuso do Efluente Doméstico de um Filtro Anaeróbio Utilizando um Sistema de Irrigação por Sulcos”**, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Dissertação de Mestrado na área de Saneamento e Ambiente, Campinas, 2003.

SIVIERO, A. R., - **“Influência da aplicação no solo do resíduo da indústria cítrica sobre fungos e bactérias e avaliação da sua toxicidade sobre Daphnia similis”**, Universidade Estadual de São Paulo, Tese de Doutorado na área de Microbiologia, Rio Claro, 1995. 112 p.

TODD, D. K. – **“Hidrologia de águas subterrâneas”**, Rio de Janeiro, 1967

VASSEUR, L.; CLOUTIER, C. LABELLE, A.; DUFF, J. N.; BEAULIEU, C.; ANSSEAU, C. – **“Responses of indicator bacteria to forest soil amended with municipal sewage sludge from aerated and non-aerated ponds”**, Environmental Pollution, Vol. 92, nº 1, pp 67-72

VIEIRA D.B. – **“As técnicas de Irrigação”**, 2º ed., São Paulo, Globo, 1995.

VISWANATHAN, M. N.; AL SENAFY, M. N.; RASHID, T.; AL-AWADI, E.; AL-FAHAD, K. – **“Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment”**, Water Science Technology, Vol. 40, nº 7, 1999, pp 159-163

VON SPERLING, M. – **“Princípios básicos do tratamento de esgotos – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos”**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2º ed., vol. 1, Belo Horizonte, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. – **“Coliformes e pH – Médias aritméticas, médias geométricas e medianas”** in: CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador) – **“Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Aspectos metodológicos”**, PROSAB 2, 2002, pp. 43-51.

VAZQUEZ-MONTIEL, O., HORAN, N. J., MARA D. D., - **“Management of domestic wastewater fo reuse in irrigation”**, Water Science and Technology, vol. 33, nº 11, 1996. pp. 355-362.

YADAV, R. K.; GOYAL, B.; SHARMA, R. K.; DUBEY, S. K.; MINHAS, P. S. – **“Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water: a case study”**, Environment International, nº 28, 2002. pp. 481-486.

ZAPOROZEC, A. – **“Overview and Future Directions of Ground-Water Contamination and Protection”**, X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, ABAS, São Paulo, 1998.

ABSTRACT

Vendemiatti, Josiane Aparecida de Souza. Groundwater physicochemical and microbiological evolution in irrigated area with anaerobic filter. Campinas, Civil Engineering College, Campinas State University, 2003. |130pag. Master Dissertation.

The main aim of effluent application on soil is to reduce, or eliminate the use of fertilizers and supply the water necessity. Proper leandling in the system is fundamental for groundwater protection quality. Several places is used as main supply resource due to quality deterioration of superficial waters. This research took place in the municipal area of Limeira S.P. Its main goal was to monitor groundwater quality alteration in an agricultural area used as effluent post treatment of an anaerobic reactor. The experimental area was divided into blocks with maize crops and subdivided into parts irrigated with water and anaerobic effluent. The irrigation method was employed by ascending flow filled with bambu surface, shallow furrow technique. Considering soil field capacity plus plant hydric necessity, were applied 20, 40 and 60 cm. Eleven monitor wells were built in the area. It was distributed among the maize parts irrigated by water plus effluent. The disposition these monitor followed the groundwater flow direction and hydric blade crescent order. Groundwater quality was controlled by physicochemical and bacteriological analyses such as pH, color, turbidity, solved total solids, electrical conductivity, salinity, chloride, nitrate, nitrite, total coliform quantification, *escherichia coli*, *faecal streptococcus*, (*Enterococcus*) and heterotrophic bacterias. Anaerobic effluent did not influence the supervised groundwater quality. But, pluviometric precipitation was able to emphasize the effects of contamination for some elements the

use of effluent on soil. It was observed that on the dry period there was significant difference, for some parameters, regarding the irrigation with water and effluent. The similar occurred the control well and the well for the irrigated parts with water and effluent on the same period. It should be considered that, effluent irrigation has a good potential as nutrient supply for soil and plant. Besides providing necessary water for agriculture. However, it was necessary and proper handling, plus system constant supervision for to minimize and contamination effects on soil and aquifer.

Key words: groundwater, water microbiology, water quality, anaerobic effluent treatment, anaerobic effluent, agriculture.